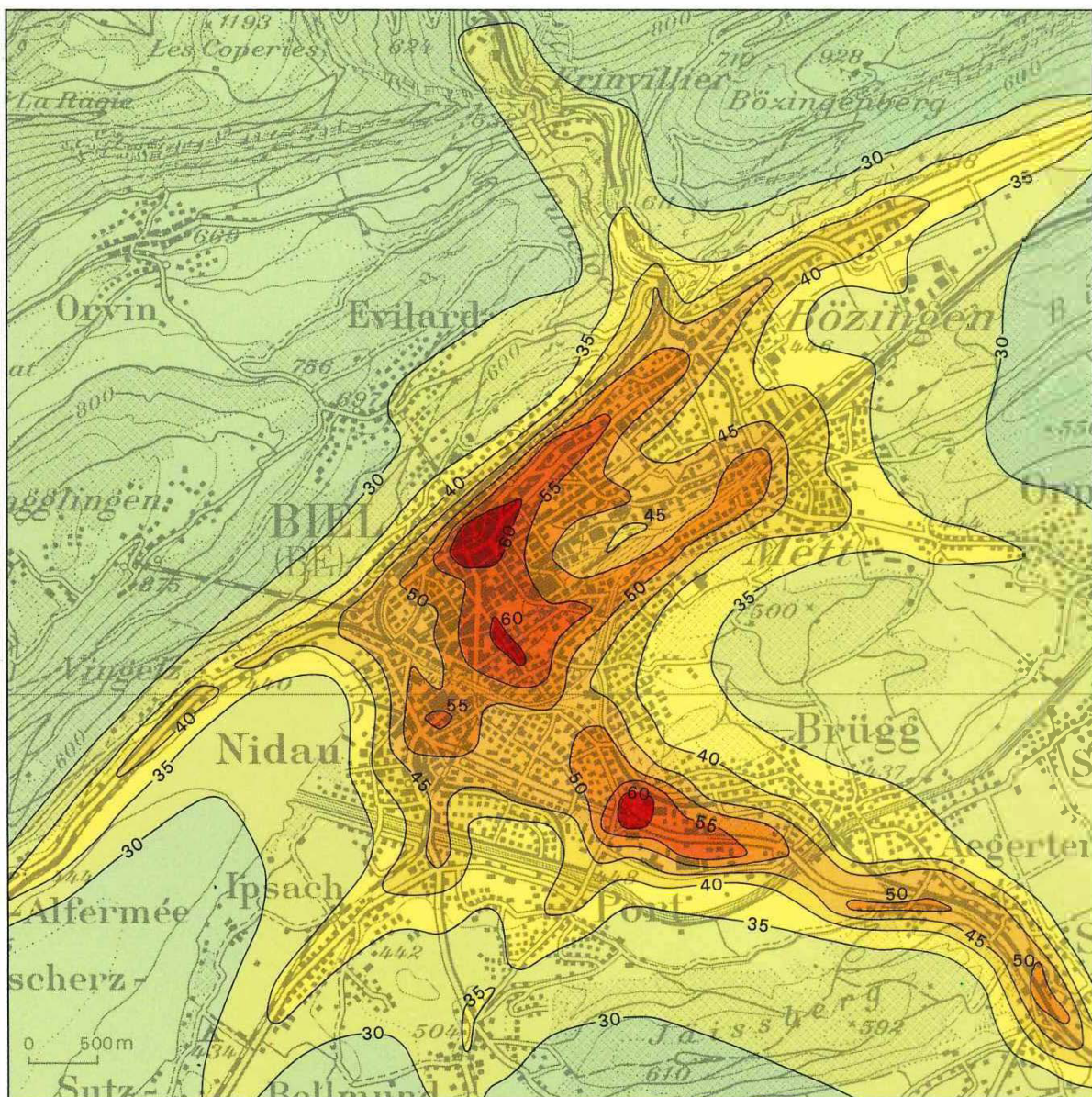


Heinz Wanner
(Herausgeber/Editeur)

Biel Klima und Luftverschmutzung einer Schweizer Stadt

Bienne Climat et pollution atmosphérique d'une ville suisse



Haupt

Bei der aktuellen Luftreinhaltungsdiskussion spielen die Fragen des städtischen Lufthaushaltes eine herausragende Rolle. Die komplizierten Abläufe bei der Ausbreitung und Umwandlung von Luftschadstoffen erfordern den Einsatz geeigneter Spezialisten aus zahlreichen Disziplinen. Nur selten ist es leider möglich, diese Spezialisten in einer gemeinsamen Studie zu vereinigen.

In der Region Biel wurde im Rahmen des Nationalen Forschungsprogrammes 14 («Lufthaushalt und Luftverschmutzung in der Schweiz») der Versuch unternommen, eine derart integrale Studie durchzuführen. Aus einer vorerst losen Gemeinschaft von Ärzten, Biologen, Ingenieuren, Klimatologen, Lufthygienefachleuten und Raumplanern entwickelte sich eine Projektgruppe, welche während mehreren Jahren eng in Feld und Labor zusammenarbeitete.

Das vorliegende Buch fasst die vielfältigen Resultate der Bieler Untersuchungen zusammen. In einem Grundlagenteil werden Methoden und praktische Beispiele zur Emission, Ausbreitung, Umwandlung sowie Immission und Deposition von Schadstoffen vorgestellt. Anschliessend wird über die Wirkungsforschung berichtet. Der Schwerpunkt liegt bei den Untersuchungen an baumbewohnenden Flechten. Eine kurze Studie befasst sich auch mit der Wirkung von Schadstoffen und Wetter auf akute Atemwegserkrankungen bei Kindern. Der Planungsteil des Buches enthält drei Beiträge zur Nutzungsplanung, zur Verkehrsplanung und zur Energieplanung.

Lorsque l'on aborde actuellement le sujet du maintien de la qualité de l'air, les questions qui dominent sont celles qui touchent le problème de l'air des villes. La complexité des processus de la diffusion et de la transformation des polluants de l'atmosphère exige la collaboration de spécialistes venant de nombreuses disciplines. Malheureusement, il est rare de pouvoir réunir ces spécialistes dans une étude commune.

On a tenté, dans la région de Bienne, de réaliser une étude intégrale de ce type, ceci dans le cadre du programme national de recherche PNR 14 (Cycle et pollution de l'air en Suisse). Un groupe de travail, au départ plutôt dispersé, formé de médecins, de biologistes, d'ingénieurs, de climatologues, de spécialistes de l'hygiène de l'air et d'aménagistes a été amené à travailler en collaboration sur le terrain et en laboratoire pendant plusieurs années.

Ce livre résume les résultats obtenus dans toute une palette de disciplines sur les recherches menées dans la région biennoise. Une partie plus théorique, réservée aux modèles, présente les méthodes utilisées et des exemples d'applications pratiques concernant l'émission, la diffusion, la transformation des polluants comme aussi l'immission et la déposition. Il est aussi fait état, dans une autre partie, des recherches sur les effets des polluants. Ces études sont focalisées surtout sur les lichens vivant sur les troncs d'arbres. On trouve aussi, dans cette même partie, une brève étude traitant de l'effet des polluants et de la situation météorologique sur des maladies respiratoires aiguës chez l'enfant. Le chapitre réservé à l'aménagement contient 3 articles concernant la planification de la circulation, de l'énergie et de l'occupation du sol.

Der Text des Buches enthält nicht nur Grundlagen zur Emission (Ausstoss), zum Transport und zur Umwandlung sowie zur Immission (Konzentration in der Luft) von Luftfremdstoffen. Er ist ergänzt durch Abhandlungen über die Folgewirkungen der Luftverschmutzung bei Pflanze und Mensch und schliesst mit drei Beiträgen zur Anwendung der Ergebnisse in der Raumplanung sowie einer Übersicht zur Eignung der eingesetzten Methoden. Das Buch ist demnach für Fachleute, Praktiker und Laien vielseitig verwendbar.

Anfangs der 80er Jahre traten die Raumplaner der Region Biel mit dem Wunsch an verschiedene Wissenschaftler/innen heran, die meteorologischen und lufthygienischen Zusammenhänge in Stadt und Umland näher zu untersuchen. In der Folge fand sich rasch eine begeisterungsfähige Gruppe von Ärzten, Biologen, Ingenieuren, Klimatologen, Lufthygienefachleuten und Raumplanern zusammen, welche in gemeinsamer Feld- und Laborarbeit versuchten, wichtige lufthygienische Fragestellungen anzugehen.

Bereits zu Beginn der Studie wurde manifest, wie schwierig es ist, eine gemeinsame Sprache, aber auch eine gemeinsame Sicht der komplexen Luftreinhaltproblematik zu entwickeln. Dank der grosszügigen finanziellen Unterstützung durch den Schweizerischen Nationalfonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung (Nationales Forschungsprogramm «Lufthaushalt und Luftverschmutzung in der Schweiz»), durch kantonale, regionale und städtische Fachstellen sowie durch die beteiligten Hochschulen konnten sich in der Folge neun verschiedene Arbeitsgruppen über mehrere Jahre mit den Problemen des Lufthaushaltes in und um Biel auseinandersetzen.

Die beteiligten Personen verfolgten von Anfang an die Idee einer gemeinsamen, monographischen Präsentation der Ergebnisse in Form eines Buches. Sie verknüpften damit stets die Hoffnung, dass die gezeigten Resultate nicht nur für Stadt und Region nützlich sein werden, sondern dass das gewählte Vorgehen für weitere Studien einen gewissen Modellcharakter aufweisen möge.

Heinz Wanner
(Herausgeber/Editeur)

Biel
Klima und Luftverschmutzung
einer Schweizer Stadt

Bienne
Climat et pollution atmosphérique
d'une ville suisse

Geographisches Institut
Uni Bern, Bibliothek
MK - 446

127

31/6

Verlag Paul Haupt Bern und Stuttgart
Editions Paul Haupt Berne et Stuttgart

Publiziert mit Unterstützung des Schweizerischen Nationalfonds zur
Förderung der wissenschaftlichen Forschung/Publié avec l'aide du Fonds
national suisse de la recherche scientifique

Auflage 1000 Exemplare/Tirage 1000 exemplaires

Titelfoto

Jahresmittel der NO_x – Bodenkonzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, inkl. Background
von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Modellrechnung für das Jahr 1985

Die im Buch reproduzierten Landeskarten wurden mit
Bewilligung des Bundesamtes für Landestopographie
vom 23.7.1990 vorgenommen.

CIP-Titelaufnahme der Deutschen Bibliothek

Studie Biel – Klima und Luftverschmutzung einer Schweizer Mittelstadt = Bienne
– climat et pollution atmosphérique d'une ville suisse / Heinz Wanner (Hrsg.) –
Bern ; Stuttgart : Haupt, 1991
ISBN 3-258-04301-9
NE: Wanner, Heinz [Hrsg.]; PT

Alle Rechte vorbehalten
Copyright © 1991 by Paul Haupt Berne
Jede Art der Vervielfältigung ohne Genehmigung des Verlages ist unzulässig
Printed in Switzerland

Vorwort

Die Sorge um unsere Umwelt ist ein zentrales Thema der Politik, das Bevölkerung und Behörden zunehmend beschäftigt. Ursachen und Auswirkungen der Luftverschmutzung sowie Massnahmen zur Luftreinhaltung sind bedeutende Teile der Umweltproblematik. Für die Behörden sind diese Fragenkomplexe schon deshalb aktuell und dringlich, weil Massnahmen zur Verbesserung der Situation bundesrechtlich gefordert sind. Das Ergreifen von zielgerichteten Massnahmen ist aber nur möglich, wenn der Ist-Zustand nicht nur in allgemeiner Weise bekannt ist – was heute sicher zutrifft – sondern Ursachen, Komponenten und Grad der Luftverschmutzung differenziert analysiert sind.

Die in der Stadt und Region Biel durchgeführten klimatologischen Untersuchungen, deren Methodik und hauptsächliche Ergebnisse im vorliegenden Werk vorgestellt und kommentiert werden, sind in diesem Zusammenhang von grosser Wichtigkeit. Modellhaft ist am Beispiel einer mittelgrossen Schweizer Stadt und ihrer Region Pionierarbeit für eine breit angelegte, möglichst viele Faktoren berücksichtigende Analyse geleistet worden. Die praktische Tauglichkeit der Studie zeigt sich zum einen in der Tatsache, dass sie in Biel als Grundlage für die vertiefenden Studien zur Erarbeitung von Massnahmenplänen dienen kann; zum andern kommt sie auch darin zum Ausdruck, dass sich andere Gemeinwesen, die Aufschluss über die aktuelle Situation der Luftverschmutzung in ihrem Gebiet benötigen, am hier praktizierten Vorgehen orientieren.

Auch aus einem anderen Grund verdienen die in diesem Werk vorgestellten klimatologisch-lufthygienischen Studien das Etikett «exemplarisch»: Die unter der Leitung von Herrn Prof. Dr. Heinz Wanner stehende Forschergruppe bemühte sich von Beginn weg, Fragen der praktischen Anwendung entscheidendes Gewicht beizumessen; erklärtes Ziel war es, Ergebnisse zu erzielen, die nicht nur hohen wissenschaftlichen Ansprüchen genügen, sondern auch den Bedürfnissen der Anwender in der Verwaltung entsprechen und als Grundlage für künftige planerische Aktivitäten dienen

können. Dies bedingte eine direkte, teilweise enge Zusammenarbeit mit den zuständigen Fachleuten der Stadtverwaltung und auch mit den städtischen Behörden. Dieses Vorgehen ist für Wissenschaftler ungewöhnlich. Das Wagnis hat sich indessen – was sowohl Vertreter der Universität als auch der Stadtverwaltung übereinstimmend bestätigen – gelohnt. In einem vor allem zu Beginn oft schweren Lernprozess wuchs das gegenseitige Verständnis und es gedieh ein fruchtbarer Dialog. Er findet u.a. darin Ausdruck, dass auch Fachvertreter der Stadtverwaltung Beiträge zum vorliegenden Werk verfasst haben. Es ist zu hoffen, dass das Gelingen dieses Dialogs zwischen Wissenschaft einerseits sowie Verwaltung und Behörden andererseits mithilft, auch in anderen Bereichen Berührungspunkte abzubauen, was für beide Partner nur Vorteile bringen kann.

Hermann Fehr,
Stadtpräsident von Biel

Avant-propos

L'environnement et ses diverses implications retiennent de plus en plus l'attention de la population et des autorités politiques. Causes et effets de la pollution atmosphérique ainsi que les mesures destinées à maintenir ou à améliorer la salubrité de l'air sont des éléments importants de la problématique. Du point de vue des autorités, l'actualité du sujet et des solutions à apporter sont évidentes, ne serait-ce que pour la simple raison qu'il s'agit d'un mandat fédéral. Toutefois, les mesures adéquates ne pourront être prises qu'à condition de connaître à fond les mécanismes en jeu. Autrement dit, il est nécessaire de passer de notre compréhension toute générale des phénomènes à une analyse systématique et différenciée des causes, des composantes et du degré de la pollution de l'air.

Les analyses climatiques et atmosphériques effectuées en ville ainsi que dans la région biennoise et dont la méthodique et les principaux résultats font l'objet du présent ouvrage, sont, dans ce contexte, d'une grande importance. Un travail de pionnier a été effectué de manière exemplaire, en ce sens que l'analyse à laquelle il a été procédé à Bienne, une ville suisse de moyenne importance, a tenu compte d'un éventail de facteurs aussi large que possible. Le fait que notre ville puisse s'en servir pour réaliser des études plus approfondies, en vue d'élaborer ses plans de mesures, en souligne l'aspect pratique; aspect pratique qui ressort d'ailleurs aussi du fait que d'autres communes désireuses de s'informer de la situation sur le plan de la pollution de l'air dans leur région trouvent ici un instrument de travail approprié.

Mais d'autres raisons encore incitent à qualifier d'exemplaire l'étude en question: le groupe de chercheurs placé sous la direction du professeur Heinz Wanner s'est d'entrée de jeu efforcée d'accorder une importance primordiale aux questions d'ordre pratique. Le but de l'étude était d'obtenir des résultats répondants non seulement aux exigences d'un niveau scientifique élevé, mais aussi aux besoins des services de l'Administration municipale et pouvant être utilisés comme instrument de planification.

Pour atteindre cet objectif, une collaboration directe et parfois étroite avec les spécialistes de l'administration, de même qu'avec les autorités municipales a été nécessaire. Pour des hommes de science c'était la façon inhabituelle de procéder. Pourtant, l'essai valait la peine d'être tenté, puisqu'il a réussi; tant les représentants de l'Université que de l'Administration municipale ont exprimé des avis concordants à ce sujet. Tout au long d'un processus d'apprentissage ardu, surtout dans sa phase initiale, la compréhension mutuelle a progressé, puis débouché sur un dialogue fructueux. Des spécialistes de l'Administration municipale ont même eu le privilège de pouvoir rédiger certains chapitres du présent travail. Il reste à formuler l'espoir que ce dialogue entre milieux scientifiques, d'une part, et administration et autorités, d'autre part, puisse contribuer à réduire des préjugés ou des peurs qui trop souvent viennent troubler leurs rapports. Ce serait tout à l'avantage des partenaires en présence.

Hermann Fehr,
maire de Bienne

Inhaltsverzeichnis/ Table des matières

Abkürzungen	11
1. Studie Biel – Zielsetzung, Arbeitskonzept und Kurzbeschreibung des Raumes (H. Wanner)	13
2. Les émissions atmosphériques de l'agglomération de Bienne (P. Berlincourt)	27
3. Ausbreitungsklimatologie (R. Rickli)	73
4. Immissionsbelastung (R. Herzig und E. Hauser)	107
5. Modelle	151
5.1. Modèles physiques (J.-A. Hertig)	151
5.2. Modèles numériques (M. Beniston)	197
5.3. Die Berechnung von Immissionsstatistiken mit Hilfe des Gauss'schen Plummodells (P. Filliger)	225
5.4. Die Modellierung von Kurzzeitspitzen der Schadstoffbelastung mit Hilfe eines Partikel-Trajektorien-Modelles (P. Filliger)	265
6. Auswirkungen auf Pflanzen (Baumflechten)	281
6.1. Flechten als Bioindikatoren der Luftverschmutzung in der Region Biel-Seeland: Kalibrierte Flechtenindikationsmethode und Passives Biomonitoring (M. Urech, R. Herzig, L. Liebendörfer und K. Ammann)	281
6.2. Untersuchungen zum Stoffwechsel der Flechte <i>Parmelia sulcata</i> Taylor im Zusammenhang mit dem Grad der Luftverschmutzung (Ch. von Arb und Ch. Brunold)	321
7. Der Einfluss meteorologischer und lufthygienischer Faktoren auf akute Erkrankungen der Atemwege bei Kindern (H. Marty und R. Zurbrügg)	343

8. Raumplanerische Bewertung im Sinne einer Synthese	363
8.1. Bau-, Nutzungs- und Freiflächenplanung (Ph. Gensheimer)	363
8.2. Verkehrsplanung (B. Buchenel)	385
8.3. Energie und Energiekonzept (R. Hartmann)	407
9. Empfehlungen zur Eignung der eingesetzten Methoden (H. Wanner)	421
Adressen der beteiligten Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter	432
Stichwortverzeichnis/Index	433

Abkürzungen/Abbreviations

ANETZ	Automatisches Messnetz der SMA
BUS	Bundesamt für Umweltschutz (neuer Name: BUWAL; Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft), Bern
EAFV	Eidgenössische Anstalt für das Forstliche Versuchswesen (neuer Name: WSL; Institut für Wald, Schnee und Landschaft), Birmensdorf
EKS	Energiekonzept Seeland
EPFL	Ecole Polytechnique Fédérale, Lausanne
ETH	Eidgenössische Technische Hochschule (französisch: EPF; Ecole Polytechnique Fédérale)
FAC	Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene, Bern-Liebefeld
GIUB	Geographisches Institut der Universität Bern
KIGA	Kantonales Amt für Industrie, Gewerbe und Arbeit, Bern
LASEN	Laboratoire de Systèmes Energétiques, EPF Lausanne
LRV	Luftreinhalteverordnung des Bundes
LSV	Lärmschutzverordnung
MÜRA	Müllverwertungs- und Abwasserreinigungsanlage der Region Biel
NFP 14	Nationales Forschungsprogramm 14 (Lufthaushalt und Luft- verschmutzung in der Schweiz)
RPLV	Regionalplanungsverein Biel-Seeland
SMA	Schweizerische Meteorologische Anstalt (französisch: ISM; Institut Suisse de Météorologie), Zürich

1. Studie Biel – Zielsetzung, Arbeitskonzept und Kurzbeschreibung des Raumes

HEINZ WANNER

Summary

The Biel study arose from a loose collaboration between the University of Bern and local and regional planning authorities. The support of the Swiss National Science Foundation made it possible to study not only emission, dispersion, transformation, immission and deposition of air pollutants, but also to investigate the effects of air pollution in the form of respiratory diseases in children and lichen damage on trees. It is important to note that the study was carried out in close collaboration with land use planners who will make use of its results. Accordingly, the final portion of the book deals with land use planning as well as traffic and energy planning, and contains a chapter on application of the methods used here to future air pollution studies in other urban areas.

Résumé

Les études menées à Bienne sont le fruit d'une collaboration, spontanée à ses débuts, entre l'université de Berne, la planification régionale et l'Administration municipale de Bienne. L'appui du Fonds national suisse de la recherche scientifique a permis de compléter les études sur les émissions, la dispersion/transformation, les immisions et la déposition de polluants atmosphériques par des études portant sur l'influence de la pollution atmosphérique sur les maladies des voies respiratoires chez les enfants et par des travaux sur l'état des lichens vivant sur les arbres. Il faut relever ici que des utilisateurs potentiels des résultats de recherche, notamment des aménagistes, ont été associés au projet dès le début. Ainsi on trouvera en fin d'ouvrage quelques exemples d'applications des résultats en aménagement du territoire, mais aussi au niveau de la conception des transports et de celle de l'énergie. Quelques réflexions sur la possibilité de transposer dans d'autres régions les méthodes développées et utilisées viennent les compléter.

Zusammenfassung

Die Bieler Studie entstand aus einer zunächst losen Zusammenarbeit zwischen der Universität Bern und den Bieler Planungsbehörden. Dank der Unterstützung durch

den Schweizerischen Nationalfonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung wurde es möglich, neben Studien zur Emission, zur Ausbreitung/Umwandlung und zur Immission/Deposition von Luftfremdstoffen auch Wirkungsanalysen in der Form von Atemwegserkrankungen bei Kindern sowie der Schädigung von Baumflechten vorzunehmen. Ganz besonders soll hervorgehoben werden, dass sich auch die Anwender der Forschungsergebnisse, namentlich die Raumplaner, aktiv an der Studie beteiligt haben. So enthält das Buch im letzten Teil Anwendungen zur Nutzungs-, Verkehrs- und Energieplanung sowie ein Kapitel über die Verwendbarkeit der eingesetzten Methoden in anderen Stadträumen.

1.1. Einleitung

Die ersten Wurzeln einer Zusammenarbeit zwischen der Universität Bern und den für die Luftreinhaltung zuständigen Instanzen der Stadt Biel reichen in die Mitte der 70er Jahre zurück, als mit der Unterstützung des Stadtchemikers E. Bandi eine erste Bearbeitung der seit 1968 laufenden SO_2 -Depositionsmessungen (Liesegang-Verfahren) vorgenommen wurde (Aeschbacher und Meli 1977). Aus der Sorge um die hohen SO_2 -Belastungen bei winterlichen Smoglagen und aufgrund der damals hitzigen Diskussion um die Bedeutung der östlich und westlich der Stadt gelegenen grossen Punktquellen Attisholz und Cressier wurde gleich anschliessend eine erste Auswertung der vorhandenen meteorologischen Messungen vorgenommen (Egli und Wanner 1980). Angeregt durch die Resultate dieser beiden Vorstudien gelangten 1979 der RPLV (Regionalplanungsverein) Biel-Seeland und die Abteilung für Umweltschutz des KIGA (Kantonales Amt für Industrie, Gewerbe und Arbeit) mit der Bitte an das Geographische Institut der Universität Bern, die meteorologisch-lufthygienischen Verhältnisse der Region Biel näher zu untersuchen. Der Regionalplaner B. Berz wünschte vor allem eine anwendungsorientierte Betrachtung, welche sich auf aktuelle Probleme wie die Linienführung der geplanten Autobahn, die Planung neuer Industriezonen oder das zu erstellende Energiekonzept ausrichten sollte. H. Mathys vom KIGA hatte in erster Linie die genaue Untersuchung winterlicher Smoglagen mit starken Inversionen, Hochnebel und massiv eingeschränktem Vertikalaustausch im Auge.

Der Glücksfall wollte es, dass sich auch die Kinderärzte R. Zurbrügg und H. Marty vom Kinderspital Wildermeth in Biel sowie der Botaniker K. Ammann und der Pflanzenphysiologe C. Brunold von der Universität Bern für die Studie zu interessieren begannen. Nachdem auch in ihnen der Entschluss gereift war, die meteorologisch-lufthygienischen Folgewirkungen im Zusammenhang mit Atemwegserkrankungen bei Kindern und der Schädigung von Baumflechten näher zu untersuchen, war die interdisziplinäre «Arbeitsgruppe Klima und Lufthygiene Biel» geboren. Sehr früh gesellte sich auch J.-A. Hertig von der Ecole Polytechnique Fédérale in Lausanne zu dieser Gruppe, welche aufgrund des Optimismus der genannten Herren und dank der zunehmenden Unterstützung durch die Stadtbehörden und die städtische Verwaltung (Stadtchemiker, Stadtplanungsamt) rasch ein detailliertes Konzept erarbeitete (Wanner et al. 1981).

Der Start der Bieler Studie erfolgte in einer Zeit der wachsenden Sorge um die schweizerische Luftbelastung. Dieser Umstand wirkte sich insofern positiv aus, als es einfacher wurde, die für die geplanten Teilprojekte notwendigen Finanzen zu beschaffen. Zum einen wurde im Kanton Bern Pionierarbeit geleistet, indem bereits 1978 das neue Lufthygienegesetz rechtskräftig wurde. Zum anderen folgte auf Bundesebene 1986 die Luftreinhalteverordnung, welche nun konkrete Grenzwerte vorschrieb und die Gebiete mit dauernder Ueberschreitung dieser Grenzwerte zu Massnahmen verpflichtete. Damit waren auch Oeffentlichkeit und Bevölkerung stärker für die Anliegen der Luftreinhaltung sensibilisiert worden. Dies führte zu einer engeren Zusammenarbeit mit Stadtbehörden und Verwaltung von Biel. So ist es vor allem J.-P. Berthoud (Gemeinderat) und P. Gensheimer (Stellvertreter des Stadtplaners) zu verdanken, dass das Projekt von seiten der Stadt in mancherlei Hinsicht unterstützt wurde.

Mit der Ausschreibung des NFP 14 (Nationales Forschungsprogramm 14: Lufthaushalt und Luftverschmutzung in der Schweiz) ergab sich die Chance, das Bieler Projekt in dieses Programm einbinden zu lassen. Dank der Tatsache, dass in Biel bereits ein Nukleus von Wissenschaftern und Anwendern eng zusammenarbeitete, wurden die Bieler Studien vom Nationalfonds massiv unterstützt. Dies führte in den Jahren 1982–1988 zu einer breiten Aktivität, welche auch von Presse und Bevölkerung stark beachtet wurde. Die vergangenen zwei Jahre standen im Zeichen der Datenaufbereitung und der redaktionellen Aufarbeitung der einzelnen Gruppenberichte und -publikationen. Für die Bieler Arbeitsgruppe war es jedoch von Anfang an beschlossene Sache, einen gemeinsamen Schlussbericht in Buchform zu veröffentlichen. Dieses Buch liegt nun vor. Sein Inhalt lehnt sich stark an das Arbeitskonzept der Bieler Studie an (vgl. Fig. 1.2.). Deshalb werden zuerst die meteorologisch-lufthygienischen Grundlagen beschrieben. An diese schliesst sich die Darstellung der Folgewirkungen an Pflanzen und am Menschen an. Schliesslich kommen die Anwender der Forschungsergebnisse zu Wort, welche bei der Planung und Realisierung der von ihnen vorgestellten Messungen und Modellszenarien sehr aktiv mitgewirkt haben. Das Buch schliesst mit einer Bewertung der eingesetzten Methoden im Hinblick auf deren Anwendung in anderen Stadtregionen. Der Text wurde im Hinblick auf die Zweisprachigkeit von Biel in deutscher oder französischer Sprache abgefasst. Jedes Kapitel wird mit Zusammenfassungen in englischer, französischer und deutscher Sprache eingeleitet.

Ein herzlicher Dank geht an die Personen, welche die Drucklegung dieses Buches erst möglich gemacht haben:

- Albrecht Ehrensperger für die unermüdliche redaktionelle Mitarbeit;
- Evi Schüpbach, Pierre Berlincourt, Werner Eugster und Beat Ihly für die Hilfe bei der Korrektur der Manuskripte;
- Res Brodbeck für die kartographischen Entwürfe;
- Mary Leibundgut und Andrea Gasser für die Reinzeichnung der Figuren;
- den Verleger Men Haupt für die Risikobereitschaft und Initiative;
- die Experten Josef von Ah, Hans Ulrich Dütsch, André Junod, Werner Jutzi und Hans Schirmer für die dauernde Unterstützung der Forschungsarbeit;
- Evelyne Glättli, Ueli Roth und Martin Stark von der Programmleitung des NFP14 für viele Ratschläge.

Im weiteren sei allen Institutionen herzlich gedankt, welche das Projekt finanziell oder infrastrukturell unterstützt haben:

- Schweizerischer Nationalfonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung (NFP 14 und Publikationsfonds);
- Universität Bern;
- Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne;
- Lufthygienefachstellen der Kantone Bern, Aargau und Solothurn;
- Paul Scherrer Institut (vormals EIR) in Würenlingen;
- Raumplanungsamt des Kantons Bern;
- Regionalplanungsverein Biel-Seeland;
- Schweizerische Meteorologische Anstalt, Payerne und Zürich;
- Stadtpräsident und Gemeinderat der Stadt Biel;
- Stadtchemiker und Stadtplaner der Stadt Biel;

Schliesslich müssen wir uns damit abfinden, dass zwei junge und hoffnungsvolle Freunde und Kollegen, denen die Luftreinhaltung ein grosses Anliegen war, nicht mehr unter uns weilen. Martin Coendet hat sich unermüdlich für eine rasche Umsetzung der gewonnenen Resultate in raumplanerische Entscheidungsprozesse bemüht. Heinz Kümmerli hat ganz massgeblich zur Auswertung und Publikation der Studie über Atemwegserkrankungen bei Kindern beigetragen. Den beiden tragisch verunglückten

Kollegen und Freunden sei diese Studie im Andenken und in der Hoffnung gewidmet, dass ihre Kinder vom Hauptziel der Arbeiten – der Reinhaltung unserer Luft – profitieren mögen.

1.2. Zielsetzung

Die oben genannte Hauptzielsetzung wurde in drei wichtige Teilzielsetzungen unterteilt:

1. In einem ersten Teil soll die Wirkungskette «Emission – Ausbreitung/ Umwandlung – Immission/Deposition» möglichst umfassend untersucht werden. Dabei soll ein sinnvoller Dialog zwischen experimentellen und theoretischen Studien derart angestrebt werden, dass die entwickelten Modelle auch prognostisch genutzt werden können (Simulation planungsorientierter Szenarien).
2. Der zweite Teil kann mit dem Begriff «Wirkungsanalysen» umschrieben werden. Dabei soll die Wirkung der Luftverschmutzung sowohl auf empfindliche Pflanzen (Flechten) als auch auf den Menschen untersucht werden.
3. Im dritten Teil sollen die Ergebnisse aus raumplanerischer Sicht bewertet werden. Dabei sollen nur jene Bereiche der Raumplanung angesprochen werden, welche aus aktuellem Anlass von vorrangiger Bedeutung sind.

Wie erwähnt orientiert sich die Studie am Vorgang der Ausbreitung und Deposition von Luftschadstoffen. In Figur 1.1. werden die wichtigsten betrachteten Prozesse anhand eines landschaftlichen Ökosystems schematisch dargestellt. Dabei wird das Teilsystem Luft-Atmosphäre ins Zentrum gestellt, und die Verbindung zu den Teilsystemen Mensch – Gesellschaft, Pflanzenwelt – Biosphäre, Boden und Wasser wird nur anhand der auftretenden Schnittstellen behandelt.

Bei Vernachlässigung der Energieflüsse und blosser Betrachtung der luft-hygienisch relevanten Massenflüsse sind auf der Quellenseite neben dem natürlichen Anteil vier anthropogen bedingte Bereiche mit einem sehr unterschiedlichen Emissionsverhalten (Schadstoffmenge und -art, Aggregatzustand, Temperatur, Ausstosshöhe) zu beachten: Industrie, Raumhei-

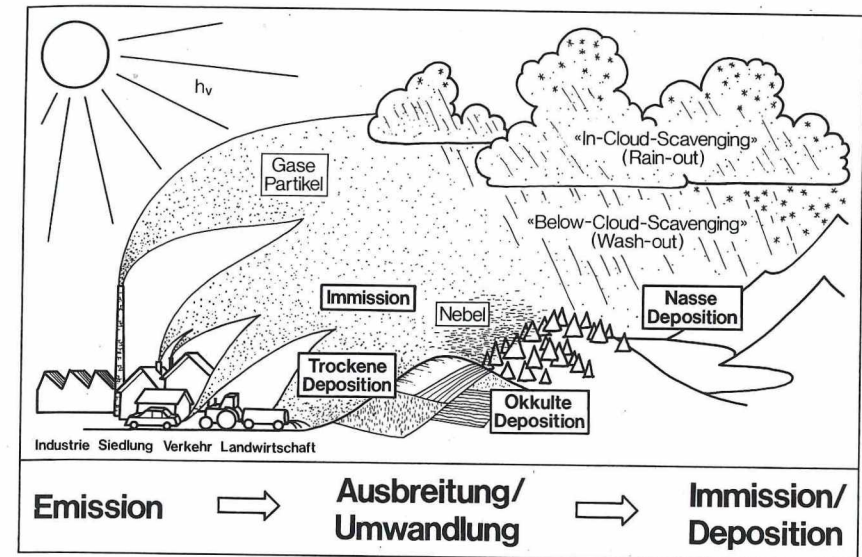


Fig. 1.1. Schematische Darstellung der Ausbreitung von Luftfremdstoffen in einem landschaftlichen Ökosystem.

zung, Strassen- und Luftverkehr, landwirtschaftliche Quellen im weitesten Sinn (Düngung, Bewirtschaftung, Oberflächenbrand usw.). Die von diesen Quellen an die Luft abgegebenen Fremdstoffe, welche je nach ihrer Wirkung teilweise als Schadstoffe bezeichnet werden können, fallen in verschiedener Form an: neben gas- und tröpfchenförmigen Komponenten treten diese Fremdstoffe auch in Form von Partikeln auf (z.B. Schwermetalle, Staub). Nach der Abgabe in die Atmosphäre werden sie komplizierten physikalischen und chemischen Prozessen und Wechselwirkungen unterworfen. Je nachdem ob in der Folge der aus der Luft einwirkende oder der in verschiedenen Senken (menschliche Atemwege, Biosphäre, Wasser, Boden, Siedlung usw.) abgelagerte oder verschwindende Anteil der Emissionen betrachtet wird, spricht man von Immission oder Deposition.

Physikalisch stehen bezüglich der Immissionsseite neben mikroskaligen Prozessen (Absorption, Adsorption, Impaktion, gravitatives Absinken usw.) der Transport und die turbulente Diffusion der Luftfremdstoffe im Vordergrund. Diese sind gekoppelt mit komplexen (oft heterogenen) che-

mischen Reaktionsmechanismen und Wechselwirkungen, welche unter anderem von der Intensität der Solarstrahlung, von der Temperatur und vom Feuchtegehalt der Luft abhängen. Aus der Wechselwirkung aller chemischen und physikalischen Prozesse entstehen kompliziert zusammengesetzte, in Zeit und Raum variable Stoffe und Stoffkombinationen, welche zudem verschiedene und sich häufig ändernde Aggregatzustände aufweisen (z.B. Kombination fest-flüssig).

Die Deposition ihrerseits wird ebenfalls durch ein komplexes Prozessgefüge chemischer und physikalischer Art verursacht. Die trockene Deposition der gasförmigen Substanzen ist stark durch Turbulenz und Transport (Regionalwindssysteme), jene der festen Stoffe zusätzlich durch das gravitative Absinken bestimmt. Beiden gemeinsam ist, im Gegensatz zur nassen Deposition, die Ablagerung in Quellnähe. Bei der Nassdeposition ist entscheidend, ob die Vorgänge innerhalb (Rain-out) oder unterhalb der Wolke (Wash-out) erfolgen. Von grosser Bedeutung ist im biosphärischen Bereich auch die sogenannte okkulte Deposition, bei der die Luftfremdstoffe über komplizierte Mechanismen sowohl trocken als auch nass auf komplexen Oberflächen (Bäume, Atemwege von Tier und Mensch) deponiert werden. Im Raum Biel dürfte die okkulte Deposition von Nebeltröpfchen im Winterhalbjahr eine bedeutende Rolle spielen. Dabei ist bekannt, dass die Konzentration der im Nebelwasser gelösten Stoffe bei Hochdrucklagen während der nachmittäglichen Verdunstungsphase sprunghaft ansteigt und Extremwerte erreicht (Sigg et al. 1987).

Im Rahmen der gesamten Bieler Studie konnten nur ausgewählte Teilaspekte der in Figur 1.1. dargestellten Mechanismen untersucht werden. Die Auswahl hatte sich nach der Wichtigkeit und der Bedeutung der einzelnen Teilprozesse, nach den Möglichkeiten zu deren Erfassung und Deutung sowie nach den infrastrukturellen und finanziellen Möglichkeiten der beteiligten Arbeitsgruppen zu richten.

1.3. Arbeitskonzept

Das Arbeitskonzept hatte sich auf die soeben beschriebenen Ausbreitungs- und Depositionsmechanismen zu beschränken. Aus der Diskussion unter den beteiligten Gruppen ergab sich der in Figur 1.2. dargestellte fünfteilige

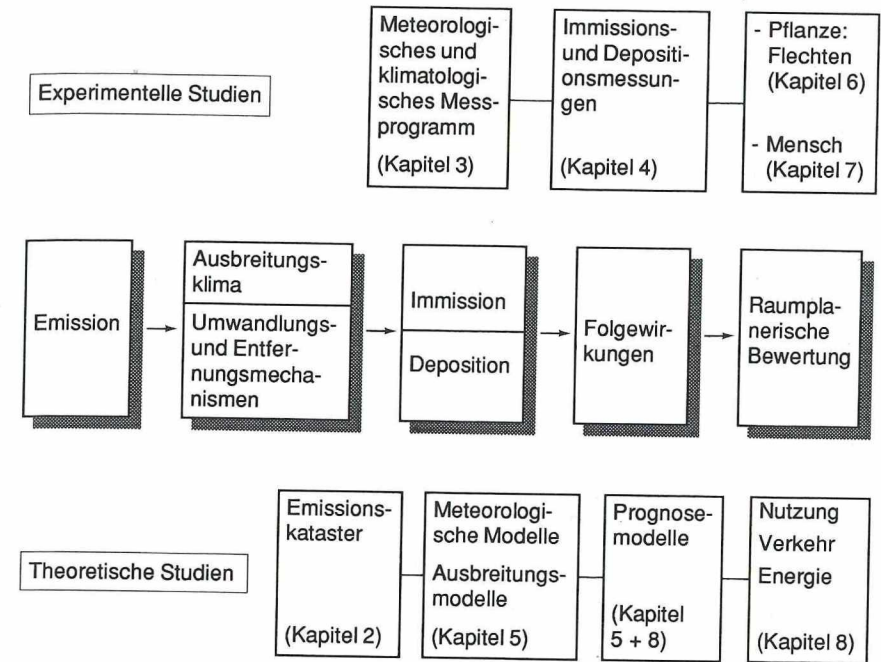


Fig. 1.2. Arbeitskonzept der Bieler Studie.

Arbeitsablauf, wobei sich die Arbeiten in die zwei klassischen Bereiche der experimentellen und theoretischen Studien aufteilen lassen. Aus dem nach diesem Arbeitskonzept gegliederten Inhalt lässt sich entnehmen, dass die einzelnen Teilstudien bezüglich Aufwand und Umfang sehr unterschiedlich ausgefallen sind.

Beim Erstellen des Emissionskatasters, welcher ohnehin nur einer Momentaufnahme entspricht, mussten zahlreiche Kompromisslösungen gewählt werden. So konnten die Anteile aus natürlicher Herkunft und von Seiten der Landwirtschaft nicht in die Schätzung einbezogen werden. Dagegen konnte der ausbreitungsmeteorologische Teil des Projekts im Hinblick auf dessen Verwendung für die Wirkungsanalysen und die raumplanerische Bewertung sehr breit angegangen werden. Als eigentliches Sorgenkind erwiesen sich während der ganzen Arbeitsphase die Immissions- und Depositionsmessungen. So musste aus Finanzgründen unter anderem auf Lang-

fristmessungen der Gase SO_2 , NO_x , H_nC_m und O_3 verzichtet werden, was im Hinblick auf die Modellkalibrierung und -verifikation zu erheblichen Schwierigkeiten führte.

Im Bereich der Wirkungsanalyse konnten die bestehenden Untersuchungen an Baumflechten und an Kindern in der letzten Phase durch Waldschadenkartierungen ergänzt werden. Leider sind diese Arbeiten noch nicht so weit fortgeschritten, dass sie in diesem Schlussbericht abgedruckt werden können.

Grosse Genugtuung herrscht in der Arbeitsgruppe bezüglich der Tatsache, dass die eigentliche Benutzerseite – die Raumplanerinnen und Raumplaner – ganz massgeblich zu diesem Werk beigetragen haben. Im Vorwort des Stadtpräsidenten ist bereits vom Lernprozess die Rede, den beide Seiten – Forscher und Anwender – mitgemacht haben. Alle Beteiligten sind für die gemachten Erfahrungen dankbar und wissen heute besser, was es bedeutet, eine gemeinsame Sprache zu entwickeln oder die eigenen Aktivitäten auf die Bedürfnisse der andern auszurichten!

1.4. Kurzbeschreibung des Untersuchungsraumes und einiger raumwirksamer Prozesse

Vor der Diskussion der einzelnen Teilstudien soll der untersuchte Raum in Kurzform dargestellt und beschrieben werden. Dabei wird nicht dem klassischen Muster geographischer Landschaftsbeschreibung gefolgt, welches zunächst die naturlandschaftlichen Grundlagen vorstellt, um dann auf die durch den Menschen vorgenommenen kulturlandschaftlichen Veränderungen einzutreten. An dieser Stelle wird versucht, auf jene Faktoren der Landschaft einzugehen, welche als relativ invariable Grössen das Klima und die Ausbreitung von Luftfremdstoffen massgeblich beeinflussen.

Der Kartenausschnitt auf Abbildung 1.1. zeigt den Raum Biel und seine nähere Umgebung. Topographie und Oberflächenform sind markant geprägt durch das Untertauchen der südlichsten Juraketten unter die Molasse und die darauf deponierten eiszeitlichen Schotter sowie nacheiszeitlichen Fluss- und Seeablagerungen. Biel ist damit das typische Beispiel einer Jura-südfussstadt und weist eine Verwandtschaft zu ähnlich gelegenen Städten

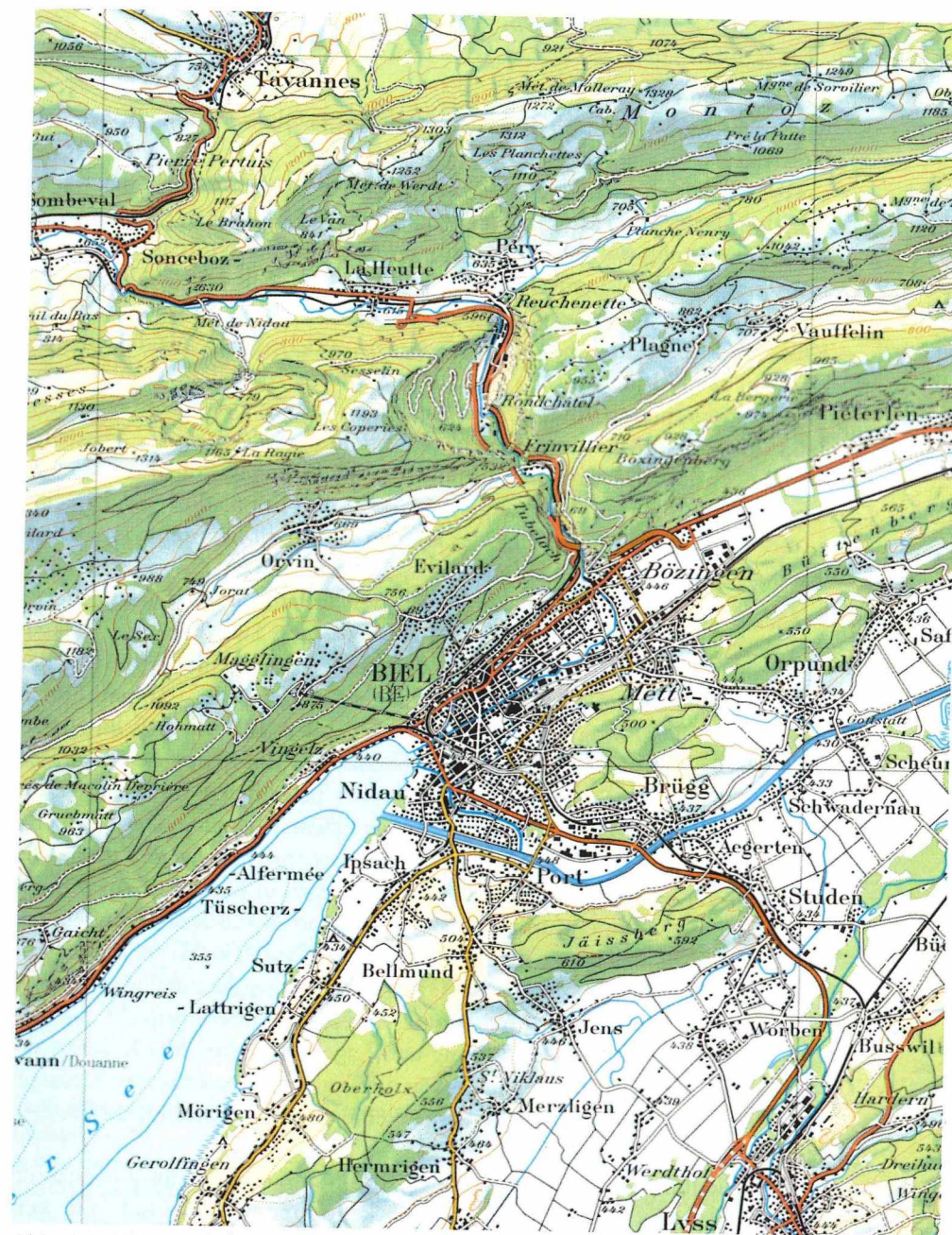


Abb. 1.1. Der Raum Biel anhand der Landeskarte 1:100000. Reproduziert mit Bewilligung des Bundesamtes für Landestopographie vom 23. 7. 1990.

wie Yverdon, Neuchâtel, Grenchen, Solothurn, Olten, Aarau, Brugg und Baden auf.

Die Streichrichtung des Juras (Südwest-Nordost) führt neben der Kanalisierung der synoptischen Strömung bei stabiler Schichtung zur Generierung von Gravitationswellen sowie zur Auslösung thermisch induzierter Lokalzirkulationssysteme (Hangwinde, Berg- und Talwinde). Als sehr bedeutend erweisen sich die quer zu den Juraketten laufenden Einschnitte der Klus von Rondchâtel und des Taubenlochs, welche in der Nacht ein Ausströmen der Kaltluft aus den Juratälern Richtung Mittelland begünstigen.

Als topographisch dominant erscheinen im südlich vorgelagerten Mittelland die horstartig aufragenden Sandsteinhügel (Oberholz, Jäissberg, Längholz nördlich Brugg und Büntenberg). Sie führen wie der Jura zu einer starken Modifikation der Energie-, Massen- und Impulsflüsse und spielen in Bezug auf die Kanalisierung der lokalen Zirkulationssysteme (vor allem Kaltluftfluss) eine bedeutende Rolle.

Bei der Betrachtung von Form und Beschaffenheit der Oberfläche ist zunächst auf die bereits erwähnte Differenzierung zwischen dem Kalkgestein des Juras, dem Sandstein, den Plateauschottern und Moränen der vorgelagerten Hügel sowie den Seeablagerungen, Sanden, Tonen, Silten, Geröllen und Schottern der dazwischenliegenden Talfüllungen hinzuweisen. Neben den thermischen und mechanischen Einflüssen des gesamten Juras auf die Atmosphäre wirken die meist bewaldeten Juraabhängige als relativ rauhe und thermisch ausgleichende Flächenelemente. Der See bietet den aus Südwesten anströmenden Luftmassen eine homogene Oberfläche mit sehr geringer Rauigkeit dar, dämpft aufgrund seiner hohen Wärmekapazität die Temperaturextreme (ähnlich den Waldflächen) und bildet eine erhebliche Quelle für den latenten Wärmefluss. Die flachen Böden des Mittellandes (vor allem Fluvisole, Histosole, Gambisole und Gleysole) sind – abgesehen von Gras- und Ackerland – mit Auenwäldern bedeckt. Sie sind die klassischen Gebiete der Bildung und Lagerung natürlicher Kaltluftkörper, welche je nach ihrer Mächtigkeit als Dichteströme über die Molassehügel in wärmere und tiefer gelegene Gebiete (z.B. Stadtraum) ausbrechen können (vgl. Kapitel 3).

Die Siedlung, dass heisst vor allem das Stadtgebiet, kann aus ausbreitungsmeteorologischer Sicht als «trocken-rauhe Wärmeinsel mit verschmutzter Atmosphäre» bezeichnet werden. Rauigkeits- und Wärmeinselleffekt führen gemeinsam zu einer Konvergenz der Strömung über dem

Siedlungsraum. Dieser wiederum wirkt als Hauptquelle der an die Atmosphäre abgegebenen Schadstoffe.

Aus der Interaktion zwischen der synoptischen Strömung, den orographisch induzierten lokalen Zirkulationssystemen verschiedenen Massstabes und den mechanischen und thermischen Wirkungen des Stadtkörpers entsteht dann jenes komplizierte Prozessgefüge, welches zusammen mit den chemischen Abläufen zur raumzeitlich komplizierten Struktur von Immission und Deposition führt. In Figur 1.3. wird im Sinne einer Ueber-

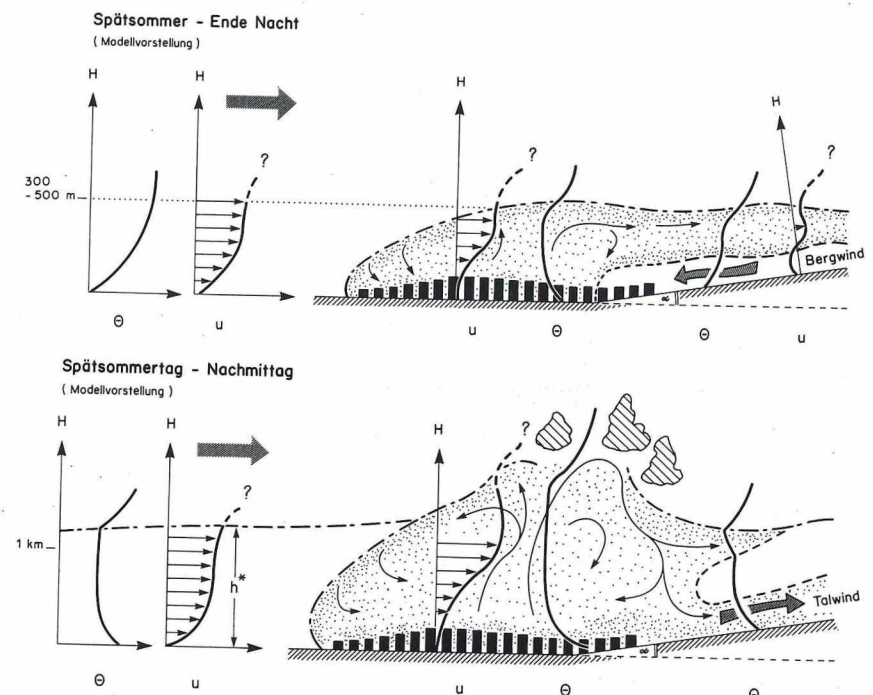


Fig. 1.3. Schematische Darstellung der Strömungs- und Schichtungsstruktur sowie der Luftfremdstoffverteilung in der bodennahen Atmosphäre einer Stadt in Hang- fusslage.

- Situation am Ende einer Spätsommernacht
- Situation während eines Spätsommernachmittags

Θ: Potentielle Temperatur (K)
u: Windgeschwindigkeit (ms^{-1})
 h^* : Mischungsschichthöhe (m)

leitung zu den eigentlichen Untersuchungsergebnissen versucht, diese Prozesse für eine Stadt in Hangfusslage schematisch darzustellen.

Die mechanisch, thermisch und lufthygienisch bedingten Modifikationen der synoptischen Strömung, welche in Form grauer Pfeile oben links dargestellt ist, sind charakterisiert durch:

- die Veränderung der Temperatur- und Windprofile (Erwärmung bzw. Abbremsung des Windes in der Canopy Layer: Strassenschluchten und knapp darüber);
- die Entstehung eines komplexen, konvektionszellenartigen Musters über dem Stadtgebiet;
- die Konzentration der Luftfremdstoffe auf die Canopy Layer einerseits und die Obergrenze der städtischen Mischungsschicht andererseits;
- die Verlagerung der städtischen Plume oder Abluftfahne in Leerichtung der bodennahen Strömung;
- und schliesslich die Modifikation der bodennahen Windfelder infolge Kanalisierung und Ablenkung des synoptischen Windes sowie der Auslösung tagesperiodisch auftretender, thermotopographischer Zirkulationssysteme; letztere wehen im Raum Biel oft quer zur kanalisierten Grundströmung des Mittellandes.

Literatur

- Aeschbacher, R. und R. Meli, 1977: Die Schwefeldioxidbelastung der Bieler Stadtluft. Hausarbeit Geogr. Inst. Univ. Bern.
- Egli, H.R. und H. Wanner, 1980: Klima und Wetter von Biel. Jahrbuch der Geogr. Ges. v. Bern 53: 1–25.
- Sigg, L., W. Stumm, J. Zobrist und F. Zürcher, 1987: The chemistry of fog: Factors regulating its composition. *Chimia* 41, 159–165.
- Wanner, H., P. Berlincourt, M. Coendet, H. Mathys und R. Rickli, 1981: Klimatologisch- lufthygienische Untersuchungen in der Region Biel-Seeland. Konzept für ein interdisziplinäres Forschungsprojekt.

2. Les émissions atmosphériques de l'agglomération de Bienne

PIERRE BERLINCOURT

Summary

The present study has two aims. One is to define methods of recording sources of atmospheric pollution on local and regional scales (approximately 50 square kilometers). The second is to quantify and map air pollution in the city of Biel and its surroundings.

The recording methods are of an evaluative nature, as they are in all emission inventories. The three classical sources of air pollution – heating of buildings, motor traffic and industry – are taken into account. The pollutants considered are sulfur dioxide (SO₂), nitrous oxide (NO_x) and hydrocarbons (HC). The high spatial resolution (hectometric grid, 100 × 100 m) and an examination of emissions as a function of time (monthly, daily and hourly emission) are the main features of the study.

Motor traffic and heating emissions are the major causes of air pollution in Biel. Because of the lack of valid data during the investigation, the industrial emission of HC has been underestimated. Temporal emission distribution models may seem trivial at first glance, yet in this case they have made it possible to quantify the contrast between winter and summer months and to determine that most atmospheric pollution occurs during the daytime. The hectometric grid allows precise identification of many structures which do not appear when the kilometeric grid is used. As a result, a close connection between the urban structures and the spatial distribution of emissions can be demonstrated.

Résumé

Le présent chapitre a une composante méthodologique, définir des méthodes de relevé des sources de pollution atmosphérique à une échelle locale-régionale (env. 50 km²), et une composante régionale, quantifier et visualiser les émissions atmosphériques de l'agglomération de Bienne.

Comme pour tous les cadastres d'émission, les méthodes de relevé sont de nature évaluative. Les trois groupes de sources classiques sont retenus: chauffage des bâtiments, trafic routier et industrie. Les polluants envisagés sont l'anhydride sulfureux (SO₂), les oxydes d'azote (NO_x) et les hydrocarbures (HC). La haute résolution spatiale (maille hectométrique, 100 × 100 m) et l'étude des variations tempo-

relles de l'émission (émission mensuelle, journalière et horaire) sont deux traits marquants du travail.

Les émissions atmosphériques de la région biennoise sont caractérisées par la prépondérance du trafic routier et du chauffage. La manque de données fiables à l'époque des investigations a conduit à une sous-estimation des émissions industrielles de HC. Si nos clés de répartition temporelle paraissent évidentes à première vue, elles ont néanmoins permis de quantifier le contraste entre la saison froide et la saison chaude ainsi que le caractère diurne prononcé des émissions atmosphériques. La maille hectométrique permet d'identifier avec précision des structures que la maille kilométrique usuelle camoufle. De ce fait, nous avons pu mettre en évidence les liens étroits qui lient les structures de l'agglomération et la géographie des émissions.

Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit hat einerseits eine methodologische Zielsetzung – die Ausarbeitung von Methoden zur Erfassung der Luftverschmutzungsquellen in einem lokalen bis regionalen Massstab (ca. 50 km²) – andererseits eine regionale Zielsetzung, nämlich die quantitative Erfassung und die kartographische Darstellung der Luftemissionen in der Agglomeration Biel.

Wie bei allen Emissionskatastern sind die Erfassungsmethoden evaluativer Natur. Die drei bewährten Emittentengruppen wurden übernommen: Hausfeuerungen, Strassenverkehr und Industrie. Schwefeldioxid (SO₂), Stickoxide (NO_x) und Kohlenwasserstoffe (HC) sind die berücksichtigten Schadstoffe. Hauptmerkmale der Arbeit sind die sehr feine räumliche Auflösung (Hektarraster, 100 × 100 m) und die Untersuchung der zeitlichen Emissionsschwankungen (monatliche, tägliche und stündliche Emission).

Strassenverkehr und Hausfeuerungen sind die Hauptverursacher der Emission in der Region Biel. Das Fehlen von zuverlässigen Daten zur Zeit der Erhebungen hat zu einer Unterschätzung der HC-Emissionen der Industrie geführt. Die ausgearbeiteten Muster für die zeitliche Verteilung der Emission mögen auf den ersten Blick trivial wirken; sie haben jedoch ermöglicht, den Unterschied zwischen der kalten und der warmen Jahreszeit kartographisch aufzuzeigen. Gleichzeitig wurde dargestellt, dass der grösste Teil der Emissionen tagsüber erfolgt. Das hier verwendete Hektarraster lässt viele Strukturen genau erkennen, welche im herkömmlichen Kilometerraster verloren gehen. Somit konnten wir auch den engen Zusammenhang zwischen den Strukturen der Siedlung und der räumlichen Verteilung der Emissionen nachweisen.

2.1. Buts

L'étude des émissions atmosphériques doit nous renseigner sur le contexte spatial et temporel de l'émission, qui peut être comprise comme le rejet de polluants dans l'atmosphère par les activités humaines. Les trois groupes d'émetteurs classiques ont été retenus: chauffage domestique, industrie et trafic. Les résultats scientifiques escomptés sont le montant annuel des émissions, la part des groupes de sources, la répartition spatiale des émissions ainsi que leurs fluctuations temporelles. Ces deux derniers volets soulignent le caractère géographique de l'étude. Pour avoir une réelle portée pratique, ces résultats doivent correspondre aux exigences de trois groupes d'utilisateurs: les autorités de protection de l'air, les urbanistes et les spécialistes des modèles de dispersion.

2.2. Méthodes

2.2.1. Remarques préliminaires

Mesurer est certainement la manière la plus exacte de déterminer les émissions. A l'échelle régionale, le nombre d'émetteurs à mesurer suffit à condamner cette méthode qui demande en outre des instruments complexes et onéreux ainsi qu'un personnel qualifié. C'est pourquoi le chercheur doit recourir à des méthodes évaluatives: le problème consiste à trouver des variables simples à partir desquelles on peut, avec une précision suffisante, calculer l'émission par transformation. Il convient de relever que les méthodes choisies évoluent en fonction de la taille de la région étudiée. L'étude comparative de OCDE (1981), Bundesamt für Umweltschutz (1980), Der Hessische Minister (1982), Berlincourt (1988) est révélatrice à ce sujet.

2.2.2. Polluants considérés

Le choix des polluants tient compte de la fréquence de la substance polluante, de sa représentativité et, dans une moindre mesure, de sa toxicité.

Comme dans la plupart des études récentes, nous avons retenu les polluants suivants:

- Dioxyde de soufre, SO₂. Polluant caractéristique des installations fixes de combustion servant au chauffage ou à certains processus industriels.
- Oxydes d'azote, NO_x. Produit de la combustion sous pression et à température élevée. Emis avant tout par le trafic automobile, mais aussi par les autres processus de combustion.
- Hydrocarbures, HC. Produits de la combustion et de nombreux processus industriels.

Le monoxyde de carbone CO et les poussières et particules n'ont pas été considérés dans cette étude, le premier en raison de sa signification pratique restreinte et les seconds pour des motifs de technique de relevé.

2.2.3. Facteurs d'émission

En vertu du principe évaluatif énoncé plus haut, les émissions sont estimées à partir d'autres paramètres. Le lien entre ceux-ci et l'émission d'un polluant est appelé facteur d'émission.

Le tableau 2.1. représente les facteurs d'émission retenus pour le chauffage. Les facteurs d'émission pour le SO₂ dépendent de la teneur en soufre du combustible (0.25% en 1985). Les facteurs pour les autres polluants reposent sur la littérature spécialisée (MAGS 1980; Energiefachstelle der Stadt Bern 1985; Laboratoire Cantonal 1985) et sur l'avis d'experts.

Le tableau 2.2. indique les facteurs d'émission utilisés pour le trafic routier, qui varient en fonction de la vitesse commerciale. Les valeurs sont reprises d'une étude de l'Office fédéral de la protection de l'environnement (1984) pour les véhicules légers et de Hassel et al. (1980) pour les véhicules lourds.

En raison de la grande variété de processus industriels, même au sein d'une seule branche, nous n'indiquons pas de facteurs d'émission généralement applicables. Les facteurs utilisés reposent sur les indications des entreprises, d'associations industrielles et de spécialistes ainsi que sur la littérature.

Tab. 2.1. Facteurs d'émission pour le chauffage domestique et industriel.

Type de chauffage	Combustible	Facteurs d'émission kg/TJ				
		SO ₂ 1980	SO ₂ 1985	NO _x	HC	Particules
Chauffage domestique	Huile EL	145.7 ¹⁾	117.5 ²⁾	40 ³⁾	15	1.25 ⁴⁾
	Gaz naturel	0.7	0.7	45	12	0.3
Chauffage industriel	Huile EL	145.7 ¹⁾	117.5 ²⁾	70 ³⁾	10	1.25 ⁴⁾
	Gaz naturel	0.7	0.7	90 ³⁾	1	0.3
	Huile moyenne et lourde (2-10 MW)	907	735	170	15	22
	Huile moyenne et lourde (10-100 MW)	907	735	200	15	15
	Bois	5 ⁴⁾	5 ⁴⁾	60 ⁴⁾	100 ⁴⁾	120 ⁴⁾

1) teneur en soufre mesurée 0.31%

2) teneur en soufre mesurée 0.25%

3) communication orale de l'OFPE (M. Liechti), novembre 1984, sur la base de mesures du Laboratoire cantonal du canton de Vaud

4) Energiefachstelle der Stadt Bern 1985: Emissionsfaktoren für den Bereich Hausbrand und Kleingewerbe

autres valeurs selon discussion (téléphonique) avec M. Liechti, OFPE, 15.12.1985

Tab. 2.2. Emission spécifique par véhicule: valeurs utilisées.

Vitesse commerciale km/h	Emission spécifique g/km							
	Voitures de tourisme à essence ^{1,2)}				Véhicules lourds à moteur Diesel ⁴⁾			
	SO ₂ ³⁾	NO _x	HC	CO	SO ₂	NO _x	HC	CO
1.0 ⁵⁾	0.630	1.44	33.50	363.0	12.02	62.50	169.30	220.00
6.0	0.101	1.42	10.00	63.0	2.94	21.63	28.22	38.48
13.5	0.063	1.57	4.70	36.0	1.98	17.27		17.48
19.5	0.050	1.67	3.40	28.0	1.75	15.12	8.52	12.33
26.0	0.042	1.75	2.70	23.0	1.60	14.76	6.37	9.04
34.0	0.036	1.80	2.10	18.0	1.50	14.44	4.80	7.00
42.5	0.032	1.90	1.60	14.0	1.44	14.09	3.81	5.45
60.0	0.027	2.12	1.10	8.9	1.36	13.66	2.69	4.15
70.0	0.027	2.60	0.95	7.2	1.50	14.8	2.53	3.00
82.0	0.028	3.12	0.90	6.5	1.63	18.21	2.37	1.97
100.0	0.032	3.95	0.95	7.2	2.00	24.00	2.37	1.97

1) Office fédéral de la protection de l'environnement 1984.

2) Voitures de tourisme à essence sans catalyseur, parc 1984

3) Calculé en fonction linéaire de la consommation.

4) Hassel D. et al. 1980: 120.

5) émission spécifique des voitures de tourisme à la vitesse de 1 km/h selon SEDE 1983: 7.

2.2.4. Relevé du chauffage domestique

Définition

Le groupe d'émetteurs chauffage domestique comprend le chauffage de tous les bâtiments, à l'exception des édifices relevés sous la rubrique industrie (cf. 2.2.6.): maisons familiales, immeubles locatifs, immeubles à fonction mixte, immeubles commerciaux, entreprises d'arts et métiers, édifices publics.

En l'absence de données de consommation de chauffage pour chaque bâtiment, il a fallu développer une méthode d'évaluation à partir d'autres paramètres, tels que la cubature des bâtiments de la commune de Bienne (Rickli 1984), la consommation effective 1983 pour les immeubles chauffés au gaz, le recensement de la population 1980 (données fournies par l'Office

fédéral de la statistique), le contrôle des chaudières (seulement Nidau) et, enfin, les plans cadastraux et les plans de zones de toutes les communes considérées. Cette liste des données disponibles suffit à montrer qu'il fallait établir des méthodes indépendantes du type d'installation de chauffage et de la fonction des bâtiments. Tout comme Brügger et Descloux (1987) pour le cadastre d'émission du canton de Fribourg, nous sommes partis du principe que la consommation est fonction de la taille du bâtiment. La figure 2.1. illustre la démarche utilisée, d'abord développée pour la commune de Nidau, appliquée ensuite à la commune de Bienne avant d'être généralisée aux autres communes.

Emissions provoquées par le chauffage à gaz

L'existence de données de consommation annuelle pour les bâtiments chauffés au gaz permet de déterminer assez aisément les valeurs d'émission engendrées par ces bâtiments. Il a néanmoins fallu identifier ces bâtiments sur les plans cadastraux et les plans de zone afin de les affecter à un hectare, à une commune et à une zone d'aménagement. Les consommations isolées des différents bâtiments ont été agrégées à l'hectare avant d'être transformées en valeurs d'émission par le biais des facteurs indiqués au tableau 2.1.

Calcul de la taille des bâtiments

La notion de taille des bâtiments requiert quelques précisions. Ce qu'il faut connaître ici, c'est une grandeur représentative de la partie chauffée du bâtiment, soit le volume chauffé soit la surface chauffée. Le calcul repose sur le principe que la surface chauffée d'un bâtiment équivaut à la surface de ce bâtiment multipliée par le nombre d'étages chauffés.

Pour la commune de Nidau, les plans cadastraux à l'échelle 1:2000 ont servi à calculer la surface de chaque bâtiment tandis que le nombre d'étages chauffés a été déterminé lors d'un relevé in situ.

Ces données se rapportant aux bâtiments individuels ont été agrégées à l'hectare pour former une banque de données indiquant pour chaque hectare la surface chauffée totale, celle chauffée à l'huile et celle chauffée au gaz, ainsi que la consommation effective de gaz.

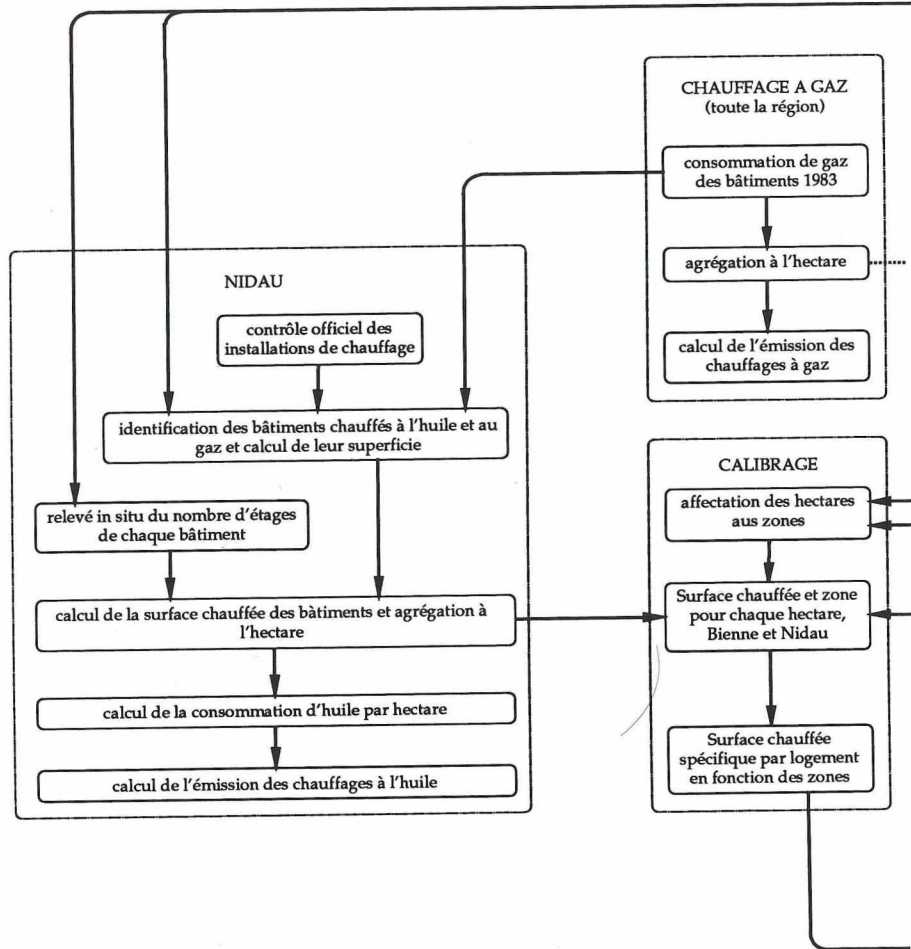
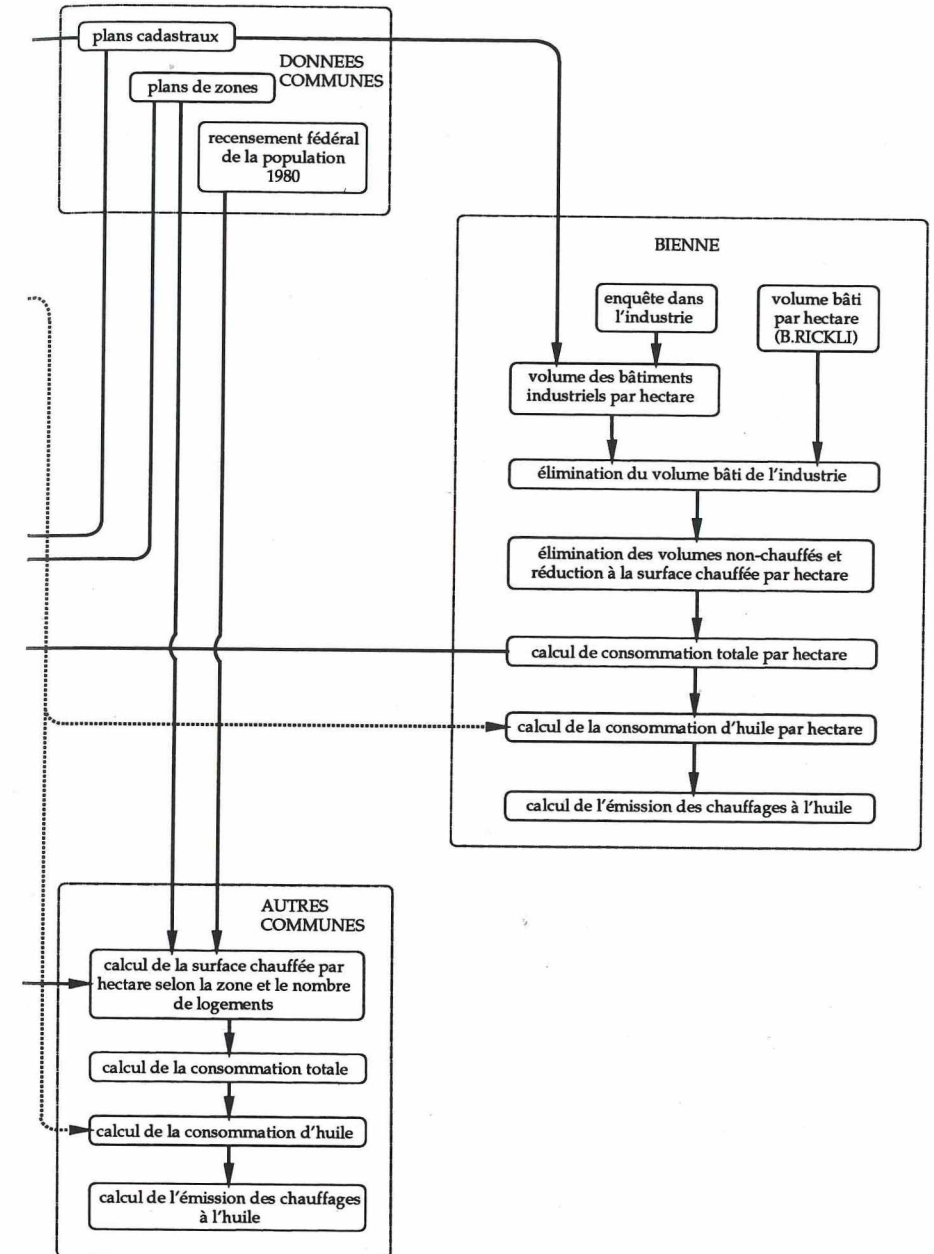


Fig. 2.1. Chauffage domestique: diagramme méthodique.



Pour la commune de Bienne, nous avons fait appel aux données de *volume bâti par hectare* établies par Rickli (1984). Toutefois, le volume défini par notre collègue contient certains bâtiments ou certaines parties de bâtiment qu'il convient d'éliminer pour obtenir des données comparables à celles de Nidau. Il a notamment fallu estimer et éliminer le volume des bâtiments industriels relevés dans le cadre de notre enquête sur les émetteurs industriels (cf. 2.2.6.). Par ailleurs, il a fallu éliminer un certain volume non chauffé (combles, greniers, garages, etc.) qui a été empiriquement fixé au sixième du volume bâti non industriel. Les cinq sixièmes restants forment le volume bâti chauffé, converti en surface chauffée par division par une hauteur d'étage standardisée de 3 mètres.

Pour les autres communes de la région, à savoir Sutz-Lattrigen, Bellmund, Tüscherz, Evillard, Port, Brügg, Orpund, Safnern, Pieterlen, Aegerden, Studen, Schwadernau et Scheuren, des données semblables à celles utilisées à Nidau et à Bienne n'étaient pas disponibles. Nous avons dû recourir aux données hectométriques du *recensement de la population 1980*, plus précisément à celles qui concernent les bâtiments, telles que le nombre de bâtiments total, le nombre de maisons familiales, d'immeubles locatifs et d'autres bâtiments ainsi que le nombre de logements. Pour les communes de Bienne et de Nidau, il paraissait possible de mettre ces paramètres en relation avec les variables «surface chauffée» et «consommation». Notre choix s'est porté sur une *relation/entre le nombre de logements et la surface chauffée par hectare*, ce qui permet une modification ultérieure des indices énergétiques (voir ci-dessous). Néanmoins, le recours au nombre de logements pose de manière aiguë le problème de la fonction des bâtiments. En effet, chaque hectare recèle de nombreuses surfaces chauffées autres que des logements: commerces, bureaux, ateliers, etc. Chercher une relation entre le nombre de logements et la surface chauffée ne signifie donc pas définir la superficie moyenne des logements, mais admettre, au contraire, qu'il existe *certaines proportions assez constantes entre la surface d'habitation et les autres surfaces chauffées d'un hectare*. Il est permis d'imaginer que cette proportion variera selon les quartiers, caractérisés ici selon les *plans de zones*. Il est dès lors possible d'établir, séparément pour Bienne et Nidau, une corrélation entre le nombre de logements et la surface chauffée par hectare pour chaque zone.

Partant du fait qu'à zéro logement correspond une surface nulle, le choix s'est arrêté sur des équations de type potentiel ($y = ax^b$). Le tableau 2.3.

Tab. 2.3. Application des corrélations entre le nombre de logements et la surface chauffée par hectare en fonction des zones d'aménagement.

Equations:			
1) (basse)	$Y = 150.8750 * X^{0.9451}$	$r^2 = 0.970$	$p = 55$
2) (haute)	$Y = 242.1142 * X^{0.9667}$	$r^2 = 0.945$	$p = 47$
X = nombre de logements		Y = surface chauffée par hectare	
Description de la zone d'aménagement (désignation à Nidau et à Bienne)	Equation utilisée	Correction à introduire	
Zone d'habitation à 4 étages, centres locaux (K, G4)	1	+ 10%	
Zone d'habitation à 3 étages (W3, G3)	1	-	
Zone d'habitation à 2 étages (W2, G2)	1	-	
Zone d'habitation à 1 étage	1	-	
Zone de vacances et villégiature	1	- 50%	
Zone mixte à 3 étages (WG3)	2	+ 10%	
Zone mixte à 2 étages	2	-	
Habitations dans une zone industrielle ¹⁾	2	-	
Edifices publics (écoles, etc.) (FF)	2	+ 25%	
Réalisé d'après le recensement fédéral de la population 1980, la consommation effective 1983 des bâtiments chauffés au gaz naturel, les plans cadastraux et les plans de zones de Nidau et de Bienne ainsi que d'après des relevés sur le terrain.			
¹⁾ Les bâtiments industriels ayant été relevés différemment.			

indique les deux courbes généralisées obtenues et leur domaine d'application. Ces deux courbes ont été utilisées pour le calcul de la surface chauffée des bâtiments dans les communes mentionnées ci-dessus. Les bâtiments saisis dans le cadre du relevé des émissions industrielles ont été préalablement éliminés.

Calcul de la consommation de chauffage

Les travaux de Troxler et Helbling (1981), de Wick (1983) et de Weber (1984) montrent qu'il est possible de calculer la consommation d'énergie de chauffage à partir de la surface chauffée en faisant appel à des indices énergétiques définis comme rapport entre la consommation annuelle

d'énergie de chauffage et la surface chauffée (TJ/m²). Nous avons retenu un indice énergétique de 730 TJ/m², une valeur moyenne applicable à la plupart des bâtiments. Une étude des indices énergétiques des bâtiments de Nidau chauffés au gaz a confirmé la validité des chiffres proposés par les auteurs cités. Pour la commune de Nidau, la consommation d'huile extra-légère a été calculée à partir de l'indice énergétique, la consommation de gaz étant connue. Pour la commune de Bienne et les autres communes, il a d'abord fallu calculer la consommation globale et soustraire ensuite la consommation de gaz (connue) pour obtenir la consommation d'huile extra-légère.

Calcul de l'émission annuelle et exceptions

Le calcul des émissions est effectué uniformément pour toute la région en fonction des facteurs d'émission définis au chapitre 2.2.3. Seuls quatre bâtiments ou complexes immobiliers ont été calculés individuellement, en raison de leurs particularités et des valeurs de consommation disponibles: les bâtiments de l'ancienne fabrique d'automobiles General Motors, près de la gare CFF; l'Hôpital régional, chauffé depuis une centrale; les bâtiments des Chemins de Fer Fédéraux, notamment les gares voyageurs de Bienne et Mâche, la gare marchandises, l'atelier principal et le dépôt des locomotives.

2.2.5. Relevé du trafic routier

Principe et données disponibles

L'émission due au trafic en un point d'une route (tronçon unitaire de 1 mètre) est fonction de la densité et de la vitesse moyenne du trafic sur cette route. L'émission produite sur tout le tronçon de route considéré dépend logiquement de la longueur de celui-ci. Ce sont donc trois paramètres qu'il faut connaître pour chaque tronçon de route: la longueur du tronçon de route, la densité du trafic, la vitesse moyenne du trafic. Dans une étude régionale de l'émission où la couverture spatiale est déterminante, la difficulté principale consiste à obtenir ces trois données pour un nombre adéquat de routes. Comme le montre la figure 2.2., notre méthode repose pour

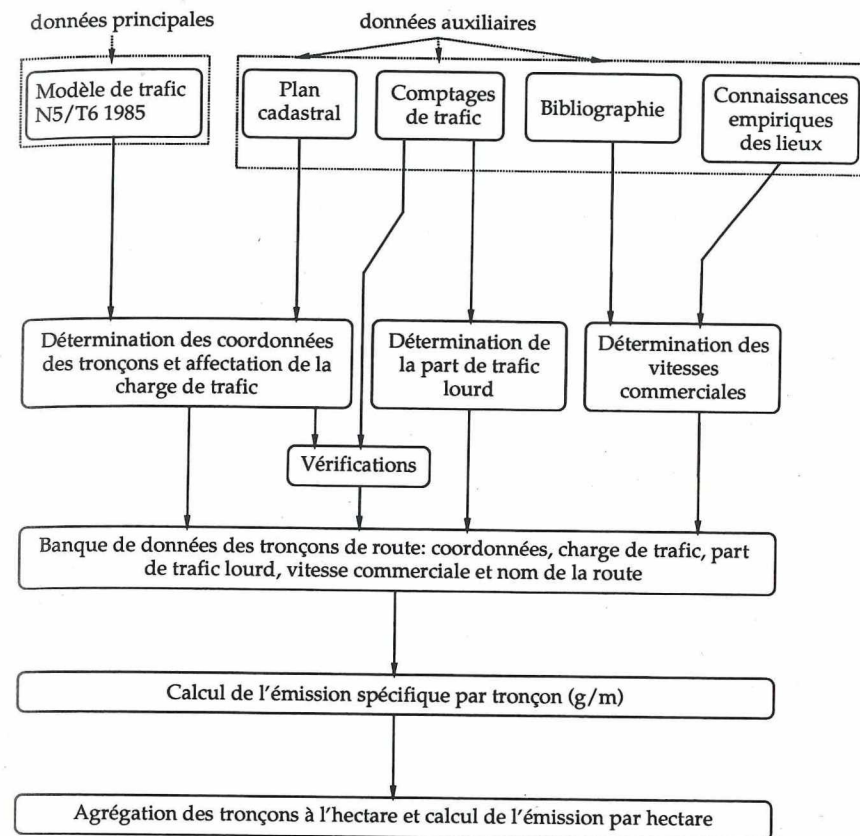


Fig. 2.2. Trafic routier: diagramme méthodique.

l'essentiel sur le modèle de trafic N5/T6. Ce modèle comprend une simulation de l'état actuel du trafic (réseau de base) et des scénarios pour les différentes variantes d'autoroutes de contournement envisagées. C'est le réseau de base 1985, développé et actualisé à partir du modèle de 1979, qui a été utilisé pour le relevé des émissions (voir à cet effet Variantenvergleich N5/T6 1981 et Städtische Baudirektion Biel 1983). Ces données ont été complétées par l'utilisation des plans cadastraux, de recensements du trafic léger et de recensements du trafic lourd. Il convient d'ajouter que la connaissance empirique des lieux dont nous disposons, pour avoir habité et

beaucoup circulé dans l'agglomération de Bienne, s'est avérée des plus utiles, notamment pour l'évaluation des vitesses moyennes et pour celle de la part du trafic lourd.

Le modèle de trafic N5/T6

Le modèle de trafic N5/T6 (réalisé par M. Daniel Buchhofer, BARBE SA Zurich) peut être considéré comme un modèle de transport classique à quatre phases comprenant les sous-modèles relatifs respectivement à la génération, à la distribution, à la répartition modale et à l'affectation du trafic. C'est le résultat de ce dernier sous-modèle, le plan de charge, qui sert de point de départ au calcul des émissions. Le premier plan de charge obtenu par ce genre de modèle correspond généralement assez mal à la charge réelle du réseau: on calibre alors le modèle jusqu'à obtention d'un plan de charge plausible. Le modèle de trafic N5/T6 original reposait sur des valeurs de 1979 et avait été calibré pour représenter le trafic moyen de 1981. Pour faire face au développement rapide du trafic jusqu'en 1985 et pour répondre au vœu de l'Office d'urbanisme de Bienne, qui souhaitait un modèle englobant plus de routes, le modèle a été actualisé pour la situation de 1985. Ces travaux de mise-à-jour ont uniquement porté sur le sous-modèle d'affectation du trafic. Ce sont les données de densité de trafic de la huitième affectation (= 8^{ème} calibrage) qui ont été introduites dans le calcul des émissions. Le plan de charge définitif, qui découle de la 12^{ème} affectation, est plus précis sur certains axes.

Vitesses commerciales et part du trafic lourd

Les vitesses à introduire dans le calcul des émissions ne sont pas des vitesses instantanées mais des vitesses commerciales qui expriment le temps nécessaire pour parcourir un tronçon de route. Chaque vitesse correspond à un cycle de conduite, c'est-à-dire à un comportement moyen des véhicules sur le tronçon considéré (May et Plassmann 1973). L'estimation des vitesses commerciales sur tous les tronçons de routes considérés pour le relevé des émissions fait essentiellement appel à la littérature et aux connaissances empiriques: la première nous a permis, par l'étude des cycles de conduite (notamment Basler & Hofmann 1979), de situer tout d'abord les ordres de grandeur des vitesses commerciales sur chaque route de l'agglomération.

mération. Les secondes nous ont permis d'améliorer cette première estimation en prenant en considération des circonstances locales telles que les carrefours complexes, les rues à sens unique, les dessertes d'usines, etc.

Si le modèle de trafic N5/T6 nous fournit la charge de trafic totale sur les tronçons de route, il nous faut encore la répartir entre le trafic léger et le trafic lourd.

La littérature nous permet de situer l'ordre de grandeur de la part du trafic lourd. La récapitulation fournie par Pelli (1977) indique notamment une part du trafic lourd de 8% à Bâle et de 9% à Locarno, ces valeurs se rapportant clairement à des axes importants. Les études allemandes indiquent une part de trafic lourd de 7% pour Cologne (dans Pelli 1977) et pour «Rheinschiene Mitte» (MAGS 1982), de 9,2% pour Wetzlar (Der Hessische Minister für Landesentwicklung 1982). Il semble que la valeur forfaitaire de 10% admise par Basler & Hofmann (1979) soit trop élevée. Les valeurs mesurées à Bienne en 1980, situées entre 6,2% et 10,1%, montrent que l'agglomération de Bienne ne présente pas un trafic lourd supérieur à la moyenne (Variantenvergleich N5/T6 1982).

L'actualisation du modèle N5/T6 s'est accompagnée de plusieurs recensements de trafic très détaillés en 1985, portant notamment sur le trafic lourd, à la Route de Soleure, à la Route de Berne et la Route de Neuchâtel ainsi qu'à la Hauptstrasse à Nidau. Ce sont ces comptages qui ont été utilisés pour le calcul des émissions. La part du trafic lourd sur les autres routes du réseau a été estimée à partir de ces données par comparaison.

Passage du modèle de trafic au relevé des émissions

Pour passer à l'émission, le premier travail consiste à reporter le plan de charge, représentation schématique et sans échelle du réseau routier, sur le réseau de trafic réel à l'aide des plans cadastraux, en identifiant avec précision les coordonnées exactes des extrémités des tronçons et en segmentant ces derniers de manière à suivre fidèlement le tracé des routes. La banque de données ainsi obtenue, qui contient plus de 500 segments de routes, peut ensuite être complétée par l'indication de la vitesse moyenne et du pourcentage de trafic lourd sur chaque tronçon. On peut dès lors aborder le calcul des émissions, qui comprend trois phases:

- le calcul de l'émission spécifique pour chaque tronçon de route;
- l'affectation des tronçons de routes aux hectares;

- le calcul de l'émission journalière et annuelle produite dans chaque hectare.

Le calcul de l'émission spécifique par mètre de route est effectué à partir des paramètres susmentionnés et des facteurs d'émission indiqués au tableau 2.2. Pour pouvoir comparer les résultats concernant le trafic avec ceux des autres groupes de sources, il faut ensuite affecter le réseau de routes à la grille d'hectare. L'émission journalière totale d'un hectare correspond à la somme des émissions des routes qui le traversent, déterminées en multipliant, pour chaque route, l'émission spécifique par la longueur du tronçon. Comme le modèle de trafic utilisé représente le volume de trafic pour un jour ouvrable moyen et que les écarts entre la charge de trafic des jours de semaine et celle des week-ends est négligeable, le passage de l'émission journalière à l'émission annuelle est faite par simple multiplication par 365.

2.2.6. Relevé de l'industrie

Données disponibles et démarche

Les entreprises soumises aux prescriptions spéciales en vertu de la loi sur le travail (Confédération suisse 1982) et comptant plus de 15 employés dans la production ont été définies comme émetteurs industriels. Les données disponibles à leur sujet étaient extrêmement limitées à l'époque où nous avons défini la démarche du relevé de l'industrie (début 1982):

- liste des établissements industriels et des travailleurs soumis aux prescriptions spéciales (statistique de l'industrie de l'Office fédéral de la statistique);
- rapports concernant des entreprises dont les installations n'étaient pas conformes aux prescriptions en matière de protection de l'air à l'époque de notre relevé (rapports confidentiels);
- Catalogue des chaudières 1975 établi par le SVDB (Schweiz. Verein für Druckbehälterüberwachung), qui avait servi à l'établissement du cadastre des émissions de SO₂ 1975 (Bundesamt für Umweltschutz 1980);
- Liste d'adresses des entreprises membres de l'Union du Commerce et de l'Industrie, section Bienne-Seeland.

Si ces données permettent de cerner les entreprises qu'il faudrait considérer dans le cadre d'une étude des émissions et contiennent des valeurs d'émission pour quelques établissements problématiques, elles ne permettent nullement un relevé représentatif des émissions industrielles, qui renseigne de surcroît également sur leur répartition spatiale. La source de renseignement la plus sûre réside donc dans les entreprises elles-mêmes, qu'il convient d'aborder au moyen d'une enquête. Le tableau 2.3. rappelle la démarche adoptée.

Organisation et déroulement d'une enquête

L'organisation de notre enquête dans les entreprises industrielles de la région biennoise repose sur une étude approfondie du thème industrie dans les cadastres d'émission allemands (MAGS 1975, 1980, 1982, Der Hessische Minister für Landesentwicklung 1982), sur l'étude des questionnaires développés pour le cadastre des bâtiments du canton de Zurich (cf. Amt für technische Anlagen und Lufthygiene 1983) et pour la conception énergétique de la ville de Berne (cf. Ingenieurgesellschaft Gruneko & Balzari, Blaser, Schudel 1977) ainsi que sur une étroite collaboration avec des experts de l'hygiène de l'air, de l'énergie et des techniques d'enquête.

Cette double réflexion nous a conduit à l'élaboration d'un questionnaire simple comprenant cinq parties: adresse de l'entreprise, consommation d'énergie en 1980, prévisions 1985, chaleur perdue et émission de polluants durant le processus de production.

Quelques précisions sur les deux volets principaux de l'enquête:

Consommation d'énergie en 1980: La consommation annuelle d'énergie, répartie entre combustibles, électricité et autres sources d'énergie est relevée dans un tableau inspiré des colonnes A, B et C du questionnaire développé par l'Union suisse des consommateurs d'énergie de l'industrie et des autres branches économiques (EKV 1981). Les combustibles considérés sont les suivants: huile légère, huile moyenne ou lourde, charbon et coke, gaz naturel et autres combustibles (à préciser; p. ex. incinération de déchets, bois, huiles usées). Sous électricité, on fait la distinction entre l'énergie provenant du réseau officiel et l'énergie produite dans l'entreprise (p. ex. petite centrale hydraulique). Parmi les autres sources d'énergie, la chaleur à distance est la plus vraisemblable.

Emission de polluants durant le processus de production: Les questions portent sur le processus de fabrication ou le produit fabriqué, sur les quantités produites ou utilisées, les facteurs d'émission et les quantités de polluant émises ainsi que sur l'évolution probable jusqu'en 1985. Ce groupe de questions est certainement le plus délicat. De ce fait, il a un caractère expérimental prononcé.

L'enquête a été réalisée comme suit: les questionnaires ont été envoyés aux entreprises par phases successives d'avril à décembre 1982. Quelques jours après l'envoi, la firme était contactée pour prendre rendez-vous, puis le questionnaire était rempli lors d'un interview. Le soutien aimable accordé par l'Union du Commerce et de l'Industrie, section Bienne-Seeland, a encore accru les chances de succès de l'enquête.

La participation à l'enquête montre que la méthode intensive choisie est justifiée: le taux de réponses s'élève à 89,5%, soit 111 entreprises. Seules huit entreprises ont refusé l'enquête (6,5%). Enfin, cinq ont fermé leurs portes à l'époque de notre relevé (4%).

Les entreprises relevées lors de l'enquête sont représentatives des émissions industrielles dans la région. Si 56% des entreprises seulement ont été relevées, elles représentent 90,3% de la main d'oeuvre industrielle (secteur de la production).

Traitement des résultats de l'enquête

Comme l'a déjà montré la discussion des facteurs d'émission, le dépouillement et le traitement des données d'enquête devront être fait séparément pour l'émission due au chauffage des locaux industriels, d'une part et pour celle qui résulte des processus de fabrication, d'autre part (fig. 2.3.).

Le calcul de l'émission à partir des données de consommation d'énergie relevées dans le second volet de l'enquête peut se faire selon une méthode standard. Comme nous avons volontairement laissé à l'industriel le choix des unités dans lesquelles il exprimait la consommation de son entreprise, il a fallu transformer toutes ces valeurs en terajoules (10^9 Joules) à l'aide des facteurs de conversion utilisés par l'UCE (EKV 1981) avant de calculer l'émission selon les facteurs indiqués par le tableau 2.1. Le calcul de l'émission due aux processus industriels est effectué séparément pour chaque cas, soit selon les indications fournies par l'entreprise, soit en vertu des valeurs bibliographiques. Les facteurs d'émission adoptés pour les processus de

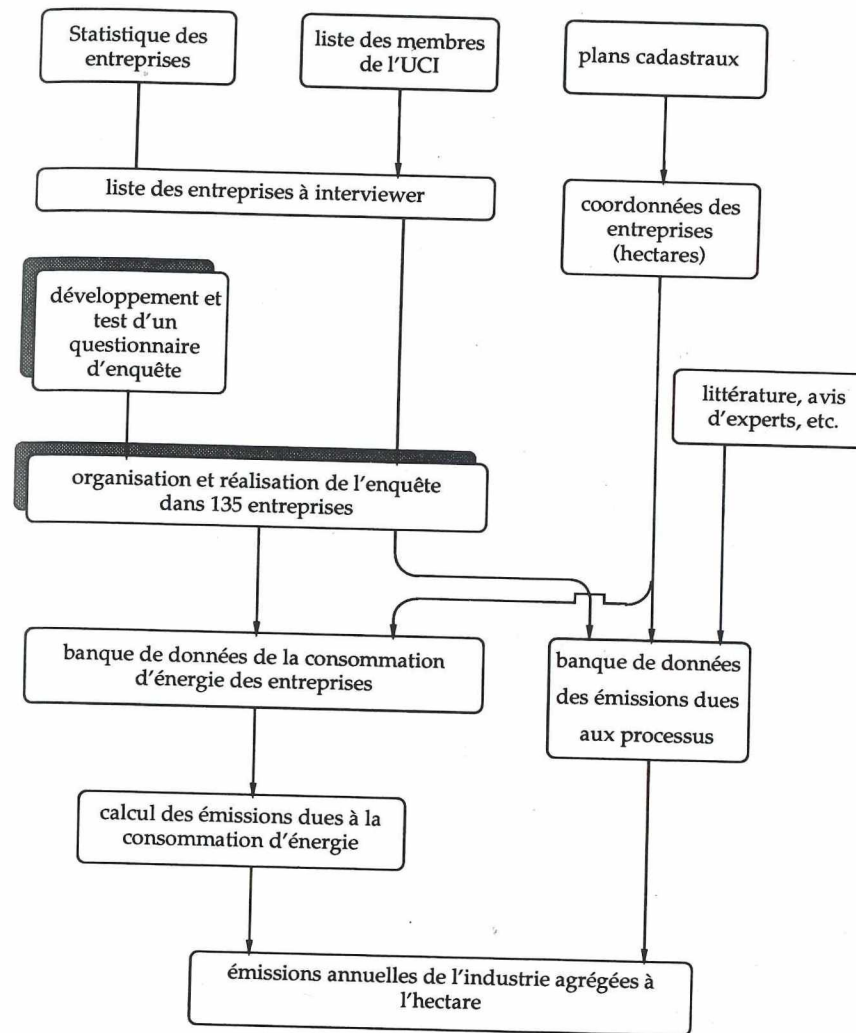


Fig. 2.3. Industrie: diagramme méthodique.

peinture, par exemple, reposent sur les indications de quelques fabricants de peinture et sur des renseignements fournis par l'Union suisse des fabricants de vernis et peintures. La banque de données définitive de l'industrie naît de la fusion de la banque des émissions à la consommation avec celle

de l'émission due aux processus de fabrication et de l'agrégation subséquente de ces données se rapportant aux entreprises à la grille hectométrique.

A l'époque du relevé (1982) et du traitement (1984) des données de l'enquête, les données fiables sur les émissions dues aux processus industriels étaient des plus rares. Seuls les procédés pour lesquels les données étaient suffisamment sûres ont été inventoriés et figurent dans le cadastre.

2.2.7. Fluctuations temporelles de l'émission

Les émissions atmosphériques, calculées le plus généralement pour l'année entière, ne sont pas produites de manière constante et uniforme au cours de l'année. Elles sont sujettes à des fluctuations temporelles dont le rythme varie en fonction de l'émetteur ou du groupe de sources considéré. Les renseignements bibliographiques sur ce thème sont assez rares, mais surtout épars. On trouvera un élément d'information sur le trafic ici (p. ex. Pelli 1977), une analyse des installations fixes ou des chauffages là (Regionale Planungsgemeinschaft Untermain 1977; Der Hessische Minister für Landesentwicklung 1982), mais pas de discussion systématique de l'ensemble du problème. En sus de cette lacune, les besoins de la modélisation et les questions d'aménagement au sein du projet biennois nous ont conduit à une analyse plus détaillée des fluctuations temporelles.

La démarche adoptée répartit l'émission de la période de temps plus longue sur les unités de temps plus courtes avec une clé de répartition différente pour le chauffage domestique, le chauffage industriel, les processus industriels standards et particuliers, le trafic léger et lourd. La figure 2.4. montre comment, à partir de l'émission annuelle, on arrive à l'émission horaire en passant par les émissions mensuelles, hebdomadaires (techniquement nécessaire) et journalières.

Fluctuations temporelles du chauffage domestique

Pour le chauffage domestique, le passage de l'émission annuelle à l'émission mensuelle se fait à l'aide de la notion de degré-jour, Bienne comptant annuellement 227 jours de chauffage totalisant 3670 degrés-jours, dont 658 en janvier et sept seulement en juillet (SIA 381/3, 1982). Une correction est

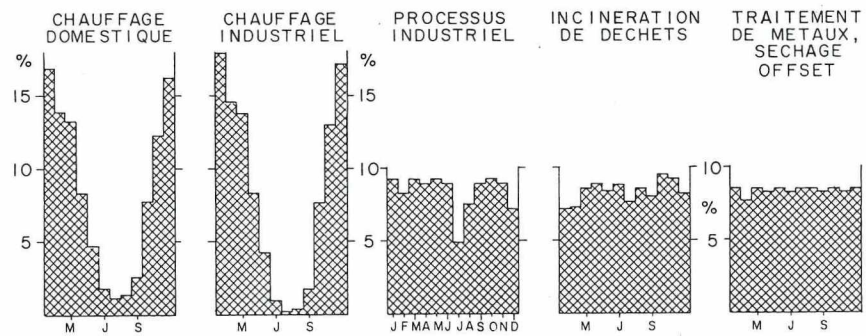
introduite en raison de la préparation d'eau chaude. L'émission mensuelle a été répartie de manière uniforme sur les semaines en admettant que l'émission hebdomadaire équivaut à sept trentièmes de l'émission mensuelle. Il est également admis que la consommation de chauffage ne varie pas d'un jour de la semaine à l'autre. Au cours de la journée, enfin, l'exploitation sera réduite la nuit et normale le jour, avec un maximum en début de matinée.

Fluctuations temporelles du trafic routier

La répartition de l'émission annuelle repose ici sur la norme SNV 641 230 (1970) de l'Association suisse de normalisation. Nous avons admis que le trafic de la région était avant tout de caractère régional et interrégional tout en tenant compte des vacances horlogères (trou en été). L'émission mensuelle a été uniformément répartie sur les semaines, comme pour le chauffage. La répartition de l'émission hebdomadaire sur les jours de la semaine est faite séparément pour le trafic lourd et le trafic léger. Elle repose sur les comptages récents. Les fluctuations du trafic léger sont si faibles que la charge de trafic peut être considérée comme constante. Le trafic lourd présente un maximum en milieu de semaine. La répartition sur les heures de la journée est plus complexe encore, car le comportement du trafic est très différent les jours de semaine, le samedi et le dimanche. Il faut en outre distinguer le trafic lourd du trafic léger en semaine.

Fluctuations temporelles des émissions industrielles

Les courbes appliquées aux émissions industrielles découlent pour l'essentiel d'une enquête téléphonique spéciale auprès de quelques entreprises. Les courbes établies pour les chauffages industriels dérivent des réflexions appliquées aux chauffages domestiques, qu'elles complètent par quelques particularités propres aux entreprises: vacances, interruptions en fin de semaine, pas de préparation d'eau chaude. Au niveau de la production, trois entreprises produisent de manière continue 24 heures sur 24 au cours de toute l'année (ou presque). Pour le cas normal, l'émission annuelle est répartie sur les mois en fonction du nombre de jours par mois, en tenant compte des vacances en juillet, août et décembre. L'émission mensuelle est répartie uniformément sur les semaines sauf pour les mois de vacances.



EMISSION SEMAINE = 23,3 % EMISSION MOIS

sauf: jul = 45,2 %
 aug = 30,1 %
 dec = 24,5 %

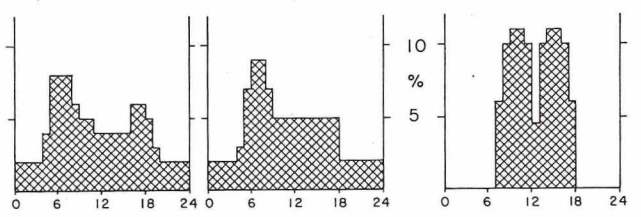
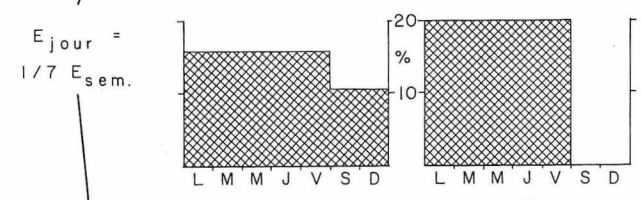
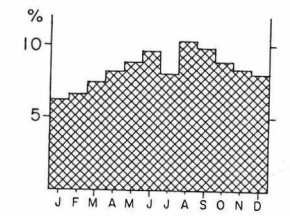


Fig. 2.4. Fluctuation temporelle de l'émission.

TRAFIC LEGER ET TRAFIC LOURD

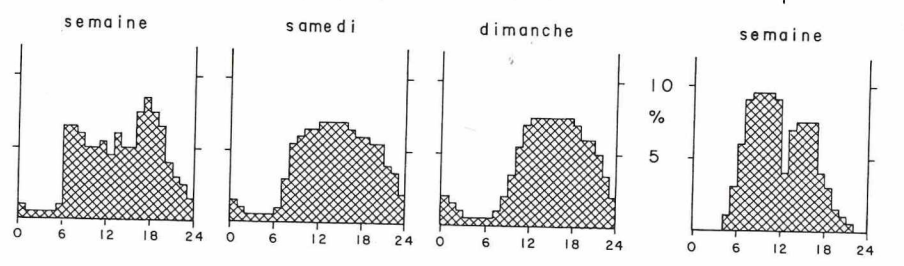
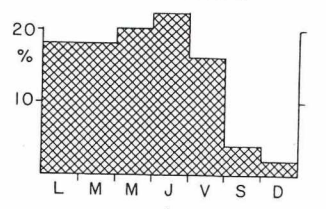


$E_{semaine} = 23.3 \% E_{mois}$

TRAFIC LEGER

TRAFIC LOURD

$E_{jour} = 14.29 \% E_{semaine}$



L'émission hebdomadaire est répartie uniformément sur les cinq jours de travail de la semaine. La courbe de variation journalière présente un maximum le matin entre 9 et 11 heures et un second l'après-midi entre 14 et 16 heures.

2.3. Résultats

Partant d'une vue d'ensemble, nous nous proposons de détailler l'image sous trois éclairages différents: la géographie de l'émission, les spécificités des groupes de sources, les fluctuations de l'émission dans le temps. L'interprétation des résultats est réservée au chapitre 2.4.

2.3.1. Emission annuelle totale

La figure 2.5. présente l'émission annuelle des trois polluants considérés pour l'ensemble du périmètre commun au trois groupes de sources, ainsi que la part respective de ces derniers (année 1985..).

L'émission d'anhydride sulfureux, de quelques 500 tonnes par année, provient essentiellement du chauffage domestique (73,9%) et de l'industrie (21,5%), l'émission due au trafic étant très faible.

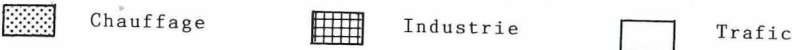
L'image est très différente pour les oxydes d'azote: l'émission de NO_x, nettement plus importante en chiffres absolus (928 tonnes par an) provient à raison de 68,3% du trafic routier, de 17,8% du chauffage domestique et de 13,9% de l'industrie.

L'émission d'hydrocarbures est du même ordre de grandeur (570 tonnes par an) que celle d'anhydride sulfureux. En revanche, la répartition de cette émission entre les groupes de sources est très semblable à celle des oxydes d'azote: 83,5% des émissions résultent du trafic, 9,8% du chauffage domestique et 6,7% de l'industrie.

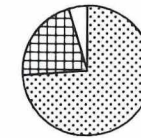
2.3.2. Géographie de l'émission

Les figures 2.6. à 2.11. donnent une image précise de la répartition géographique des émissions. L'émission de chaque polluant est caractérisée par

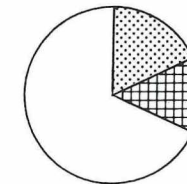
La surface des cercles est proportionnelle à l'émission totale de chaque polluant. Les secteurs indiquent la part de chaque groupe de sources.


 Chauffage Industrie Trafic

SO₂ (502 T/Y)



NO_x (928 T/Y)



HC (570 T/Y)

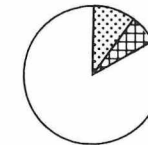


Fig. 2.5. Aperçu de l'émission annuelle totale, estimée pour l'année 1985.

une paire de cartes: la première présente la répartition des émissions hectométriques, la seconde indique, pour des surfaces de 25 hectares (1/4 km²) la part des groupes sources, par analogie avec la figure 2.5.

Anhydride sulfureux SO₂

Les figures 2.6. et 2.7. représentent l'émission annuelle d'anhydride sulfureux. La géographie de ce polluant est caractérisée par une densité spatiale très élevée à l'intérieur de l'espace bâti et par une grande homogénéité des

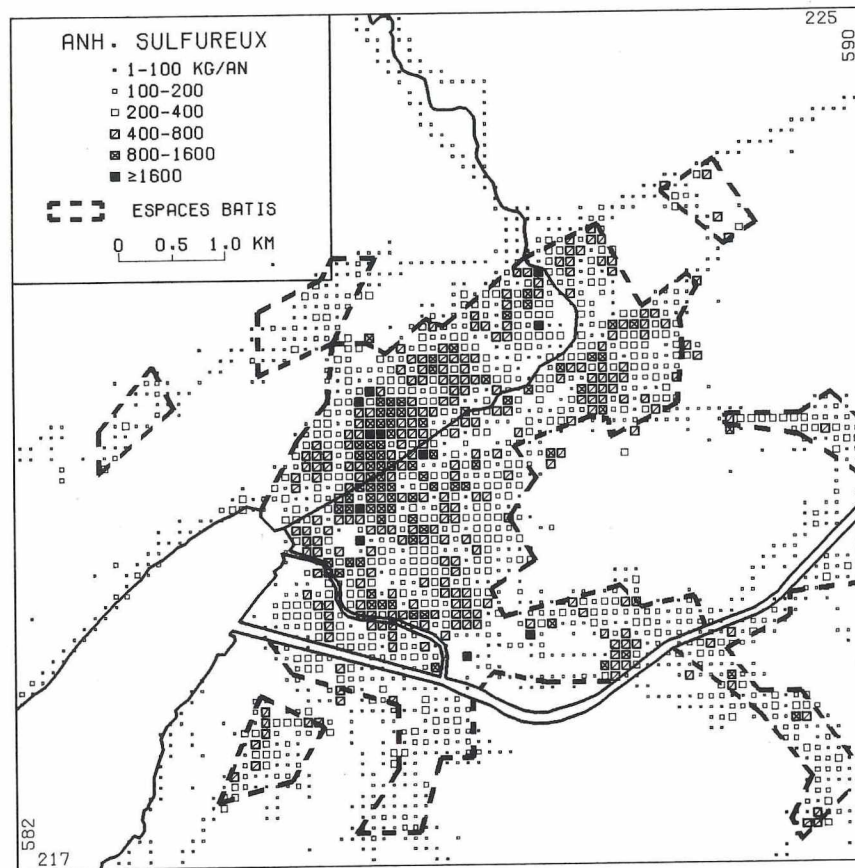


Fig. 2.6. Anhydride sulfureux: carte hectométrique.

valeurs sur des surfaces assez importantes. Ces deux traits expriment clairement que le chauffage est le principal émetteur de SO_2 : les bâtiments sont confinés à l'espace bâti de l'agglomération et les quartiers sont assez uniformes.

La plus forte émission annuelle de SO_2 se trouve au centre-ville (plus de 800 kg/ha), dans un périmètre de 1,5 sur 0,5 km environ, entre le haut de la vieille ville et la gare CFF.

L'émission due au chauffage domestique est également assez élevée dans quelques autres zones: sur la rive nord de la Thielle, dans les quartiers de

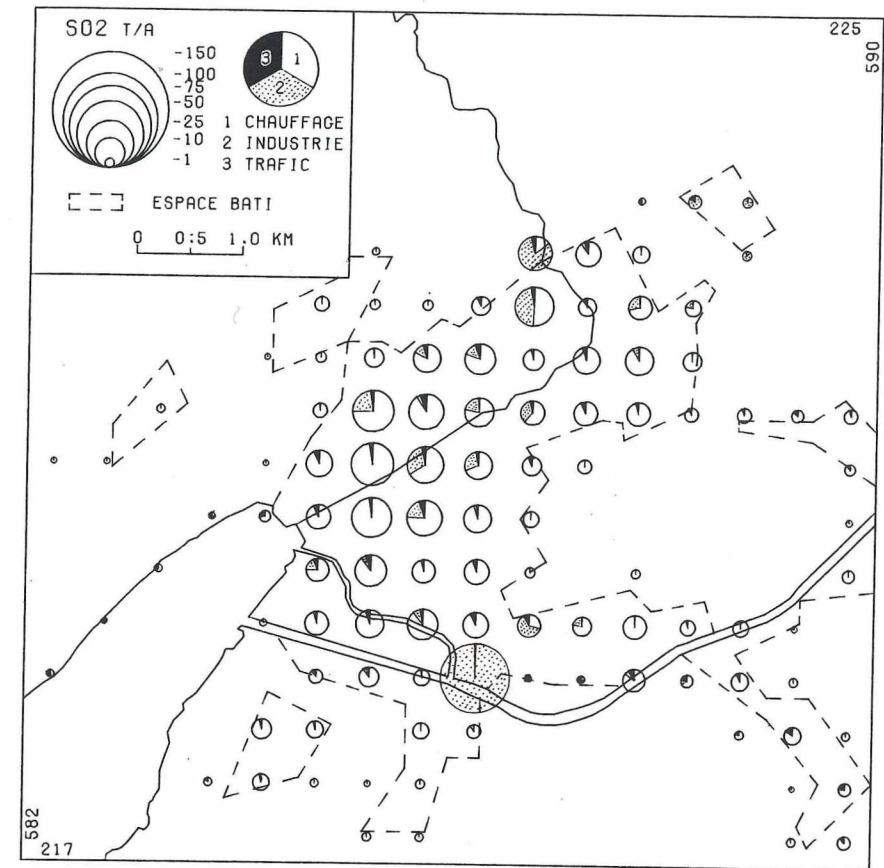


Fig. 2.7. Anhydride sulfureux: géographie des groupes de sources.

Boujean et de Mâche, au nord-est et à l'ouest du centre-ville, dans la commune de Brügg. La station d'incinération des déchets urbains, au sud de la ville, demeure le principal émetteur industriel de SO_2 . A part cette source majeure, l'émission industrielle d'anhydride sulfureux est assez éparpillée.

Oxydes d'azote NO_x

La géographie des oxydes d'azote est très différente de celle de l'anhydride sulfureux: l'émission est caractérisée par une structure spatiale tentaculaire

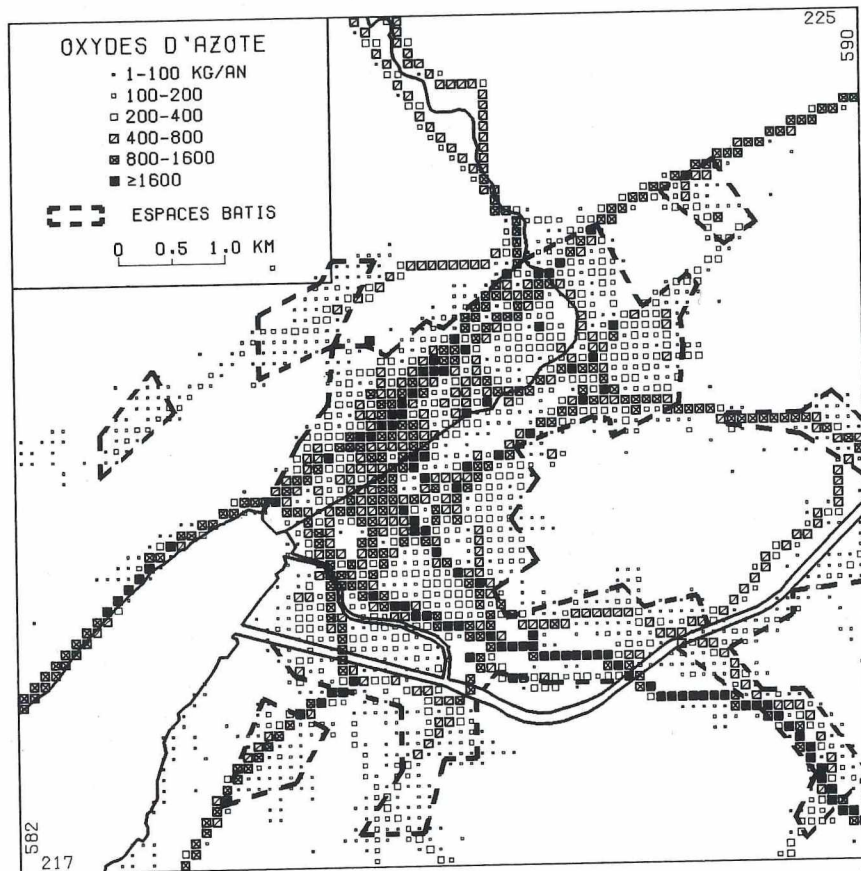


Fig. 2.8. Oxydes d'azote: carte hectométrique.

(figure 2.8.) qui reflète la prépondérance du trafic routier (figure 2.9.). La densité spatiale élevée de l'émission, particulièrement au centre de l'agglomération, traduit tant les chauffages que les dessertes de quartier.

Comme l'émission spécifique de NO_x des véhicules est plus élevée à haute vitesse, il est naturel de retrouver les maxima d'émission sur les grands axes routiers en dehors des localités.

L'émission annuelle est la plus élevée (plus de 1600 kg/ha) sur le tronçon de semi-autoroute reliant Bienne à Lyss et Berne par Brügg, Aegerten et Studen (axe partant vers le SE). Elle est également forte (plus de 800 kg/ha) le long des autres grands axes routiers.

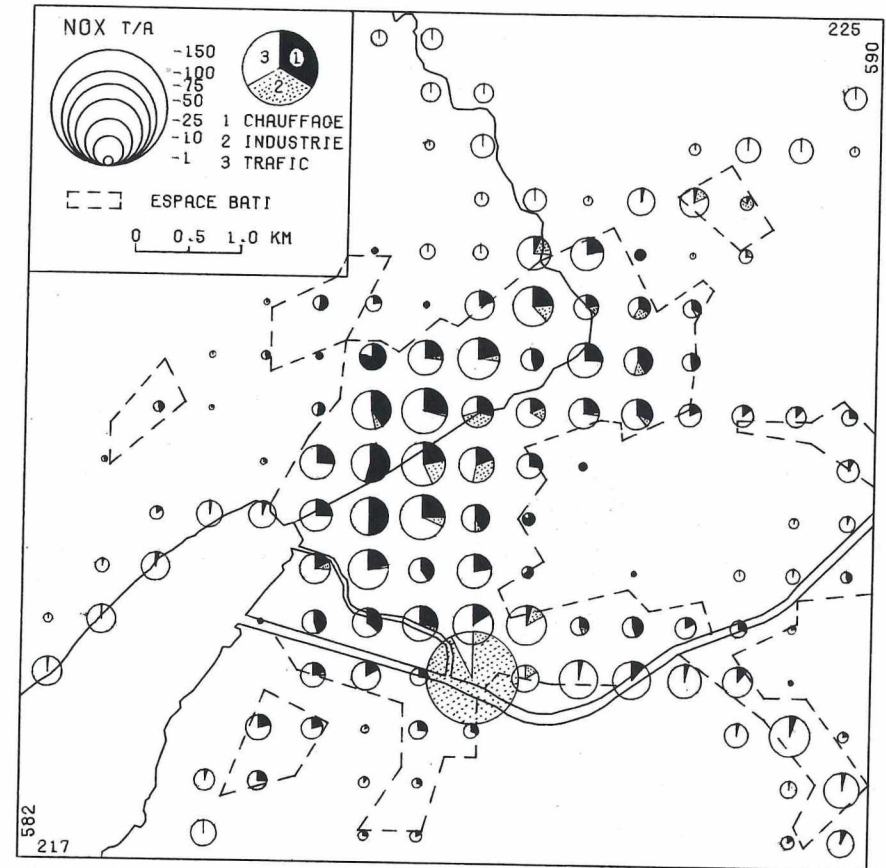


Fig. 2.9. Oxydes d'azote: géographie des groupes de source.

Le chauffage produit environ 50% des émissions de NO_x au centre-ville et quelques 25% dans le reste de l'espace construit.

Hydrocarbures HC

La répartition spatiale des émissions d'hydrocarbures présente une structure tentaculaire (figure 2.10.) qui tient aux émissions importantes en provenance du trafic routier (figure 2.11.). Contrairement à celle de NO_x , l'émission de HC est nettement plus élevée sur les artères principales et les carrefours névralgiques à l'intérieur de l'agglomération que sur les axes de

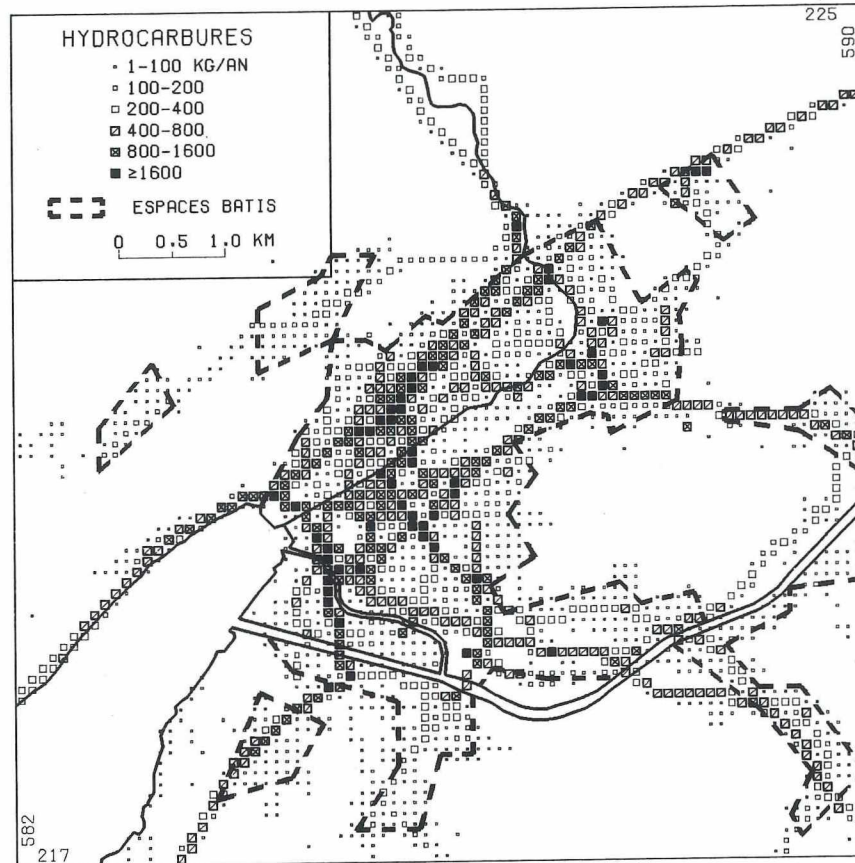


Fig. 2.10. Hydrocarbures: carte hectométrique.

transit à l'extérieur, car l'émission spécifique de HC croît à mesure que la vitesse du trafic décroît. Les autres valeurs élevées sont dues soit au cumul des groupes de sources, soit à l'industrie, notamment au champ de Boujean (NE de la ville), la station d'incinération des déchets urbains étant devenue le principal émetteur industriel de HC après l'assainissement d'un autre émetteur. Les processus industriels impliqués sont essentiellement des processus de peinture et d'imprimerie. L'émission de HC due au chauffage reste proportionnellement faible, même dans les quartiers résidentiels et au centre-ville.

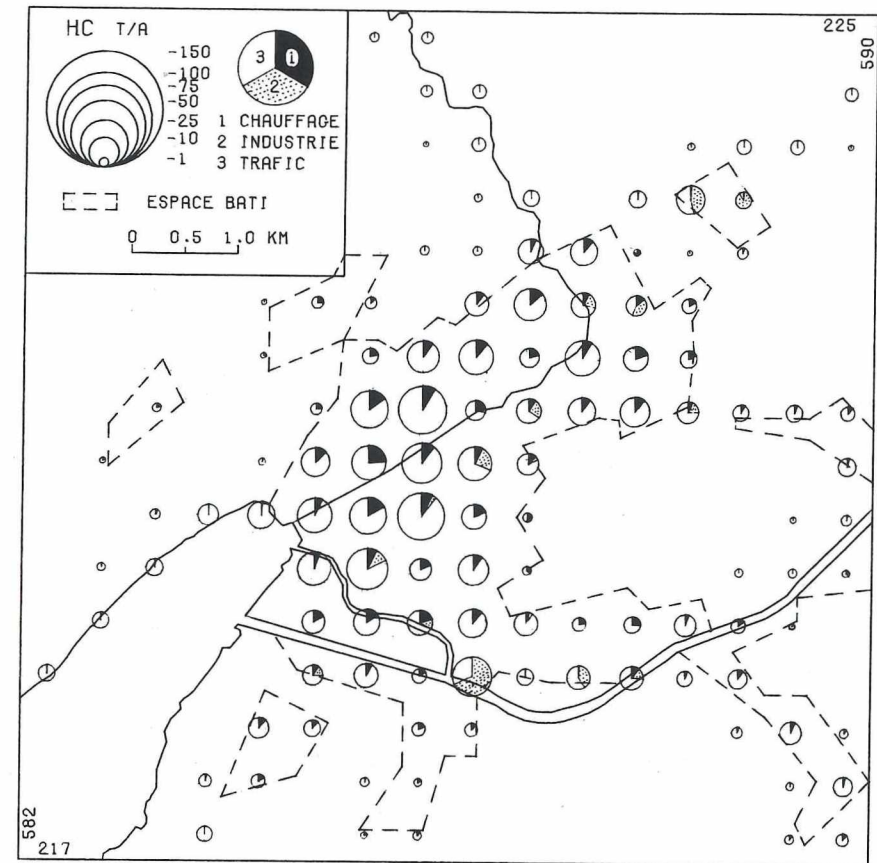


Fig. 2.11. Hydrocarbures: géographie des groupes de sources.

2.3.3. Spécificités des groupes de sources

Les banques de données du cadastre des émissions permettent plusieurs applications spécifiques au niveau des groupes de sources. Nous nous contenterons d'en décrire les résultats, présentés sous forme de cartes dans Berlincourt (1988).

Au niveau du chauffage domestique, le cadastre permet par exemple de comparer les émissions des deux principaux combustibles sur le marché: l'huile extra-légère et le gaz naturel. La comparaison des émissions de NO_x

(facteurs d'émission très voisins) montre que l'agglomération biennoise dispose d'un réseau de distribution de gaz naturel remarquablement dense qui s'étend aux communes de Bienne, Nidau, Brügg et Evillard (y compris Macolin). La part des émissions dues au chauffage à gaz se situe dans l'ensemble autour de 20%, mais elle est sensiblement plus élevée dans les quartiers qui ont connu une phase de construction très active dans les dernières années. On peut donc se demander si le gaz est un combustible plus «propre» que l'huile extra-légère et s'il est par conséquent opportun de le propager? Si le gaz naturel n'apporte guère d'avantages au niveau des oxydes d'azote, l'importance du réseau de distribution de gaz de l'agglomération biennoise a un effet très bénéfique sur le bilan des émissions d'anhydride sulfureux (réduction d'environ 15% ou 75 tonnes par an).

Au niveau du trafic, le cadastre des émissions montre que les véhicules lourds, qui ne représentent que 3 à 7% de la charge de trafic, engendrent environ 25% de l'émission d'oxydes d'azote, en moyenne pour l'ensemble de la région. Or les oxydes d'azote sont le polluant qui présente la plus faible proportion d'émissions en provenance du trafic lourd. Celui-ci génère en effet la quasi totalité des émissions de SO₂ dues au trafic et joue un rôle non négligeable au niveau des hydrocarbures et des particules.

Au niveau de l'industrie, enfin, on constate que le traceur classique de l'industrie, l'anhydride sulfureux, qui joue un rôle prépondérant non seulement dans les grandes régions industrielles du Nord de l'Europe mais aussi dans des centres de moindre importance tels que Wetzlar (Der Hessische Minister für Landesentwicklung 1982), n'est pas le traceur des processus industriels de la région biennoise. A part la station d'incinération des déchets urbains, seules quelques entreprises de traitement des métaux produisent une émission de SO₂ à la production. Par contre, 85% de l'émission industrielle de HC proviennent des processus, et cette proportion croît à mesure que nos connaissances à ce sujet s'étendent. Il s'agit essentiellement de processus où des solvants organiques sont émis par évaporation, tels que des processus de peinture, de décapage ou de séchage offset. La galvanoplastie, qui n'a pas été considérée ici, faute de données fiables, viendrait s'y ajouter.

2.3.4. Fluctuations temporelles de l'émission

S'il paraît évident et banal que l'émission de SO₂, qui provient avant tout des chauffages, soit la plus élevée durant les mois d'hiver, il est intéressant de constater que les quantités d'oxyde d'azote émises sont très semblables en janvier ou en juin, bien que leur origine soit radicalement différente. En janvier, la part de chaque groupe de source est importante. La part du chauffage domestique est souvent égale et parfois supérieure à celle du trafic routier, les plus fortes émissions se trouvant au centre de l'agglomération. En juin, le trafic produit quasiment à lui seul une émission globale de NO_x semblable à celle de janvier. Il prédomine sur l'ensemble de la région, de manière bien plus marquée encore qu'en moyenne annuelle.

La figure 2.12. présente les variations de l'émission au cours de la journée pour un mercredi de décembre. Nous avons choisi cette date car le 10 décembre 1980, jour d'une campagne climatologique particulièrement bien documentée (Rickli 1982; Wanner et al. 1982; Filliger 1986), était un mercredi.

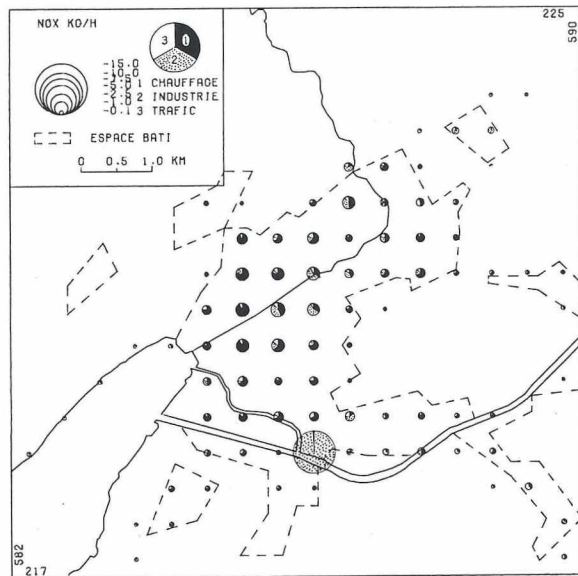
L'émission, qui n'a cessé de diminuer depuis 19 h., est minimale pendant la seconde partie de la nuit, par exemple de 2 h. à 3 h.. Bien que la charge des installations de chauffage soit extrêmement réduite, le chauffage domine l'image de l'émission. On remarque par ailleurs quelques processus industriels qui ne sont pas interrompus la nuit.

Dès 5 h., l'émission augmente rapidement: les chauffages sont progressivement enclenchés, les camions se mettent en route et, un peu plus tard, la masse de la population active se rend au travail. Cette évolution atteint son paroxysme entre 7 h. et 8 h., où l'on trouve la plus forte émission de la journée, par effet cumulatif. Par rapport à la moyenne annuelle (figure 2.9.), la part du chauffage et celle de l'industrie sont nettement supérieures.

Durant le reste de la journée, par exemple de 14 h. à 15 h., l'émission demeure importante, sans atteindre les valeurs des heures de pointe matinales et vespérales.

L'émission, qui augmente très rapidement le matin avec le début des activités, ne diminue que lentement en soirée, suite probablement aux activités de loisir: entre 21 h. et 22 h., l'émission a déjà très sérieusement diminué, mais le trafic reste important. Ce phénomène est plus prononcé en fin de semaine, où cette image de l'émission se prolongera jusque tard dans la nuit (cf. figure 2.4.).

2-3 h



7-8 h

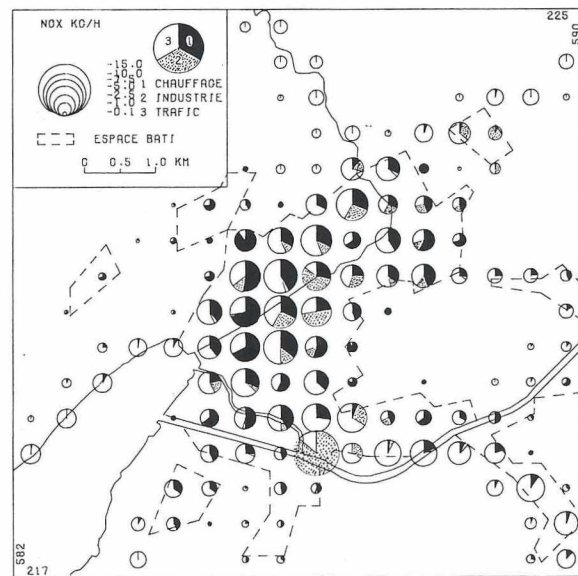
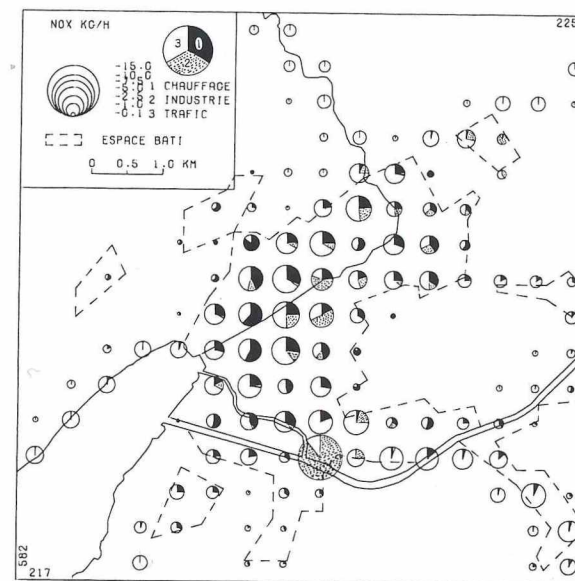
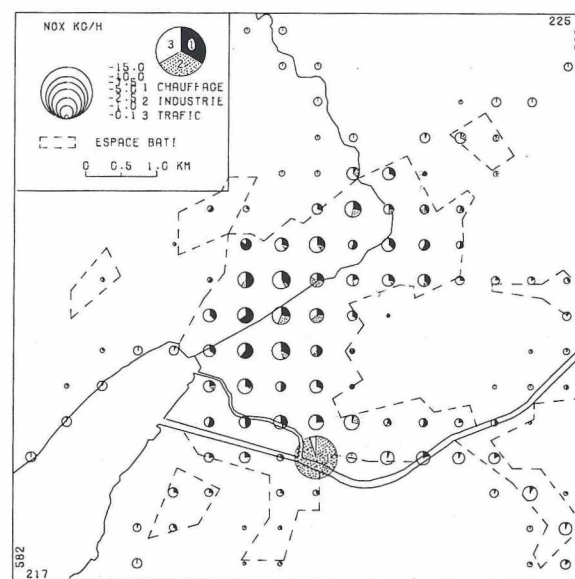


Fig. 2.12. Variations horaires de l'émission pour un mercredi de décembre.

14-15 h



21-22 h



2.4. Interprétation des résultats

2.4.1. Introduction

En consultant les cartes qui précèdent, le lecteur averti n'aura pas manqué d'y reconnaître des quartiers, des places, des rues, des édifices même qui marquent le quotidien de cette agglomération. C'est dire que, plus qu'une réalité en soit, les émissions sont d'abord le reflet d'une autre réalité qui est le fruit de l'histoire de la région, des hommes qui la peuplent et de leurs entreprises. Cette constatation nous a conduit à nous pencher sur le développement urbain dès 1850, l'origine des sites industriels et la désintégration du tissu urbain dès les années soixante avant d'aborder la synthèse et l'interprétation des résultats du chapitre 2.3. (cf. Berlincourt 1988 ainsi que Brückert 1970, Grosjean 1973, Office Fédéral de la Statistique 1984).

En tenant compte de ces aspects structuraux et en considérant les résultats avec suffisamment de recul, il est possible de distinguer quatre types d'émission:

1. *Une émission de surface essentiellement hivernale* provenant du chauffage domestique, dont le traceur principal est l'anhydride sulfureux, les NO_x arrivant en seconde position.
2. *Une émission ponctuelle essentiellement hivernale* provenant du chauffage d'établissements industriels, commerciaux ou publics de grande dimension, avec les mêmes traceurs que le groupe précédant.
3. *Une émission ponctuelle répartie sur toute l'année* qui résulte de processus industriels. Ici les traceurs varient en fonction des entreprises, mais les hydrocarbures prédominent.
4. *Une émission linéaire répartie sur toute l'année*, mais plutôt plus importante en été, qui provient du trafic routier, les polluants clés étant les oxydes d'azote et les hydrocarbures.

Ces quatre catégories donnent le canevas de notre carte de synthèse (figure 2.13.).

2.4.2. Vers l'assainissement

La carte de synthèse (figure 2.13.) permet de localiser avec suffisamment de précision les sources d'émission qui demandent un assainissement. Nous

nous proposons de compléter cette information spatiale par quelques réflexions, par ordre croissant de complexité.

Une scène dynamique: l'assainissement de sources ponctuelles

La figure 2.13. présente deux groupes d'émetteurs ponctuels importants, les uns présentant une émission élevée au chauffage, les autres une émission élevée due à des processus industriels.

Le premier groupe comprend sept entreprises industrielles, une entreprise industrielle et commerciale, un complexe commercial et un complexe public, qui sont des émetteurs importants par la simple taille de leur bâtiments ou des émetteurs problématiques en raison des combustibles utilisés. Hormis les entreprises utilisant du bois ou de l'huile moyenne/lourde comme combustible, *ces établissements ont tous procédé à des réaménagements énergétiques importants* dans la première moitié des années quatre-vingt. Il faudrait toutefois vérifier s'ils sont conformes à l'ordonnance sur la protection de l'air, qui est entrée en vigueur le 1^{er} mars 1986.

Le deuxième groupe comprend la station d'incinération des déchets urbains, deux entreprises de métallurgie, sept entreprises présentant une émission importante d'hydrocarbures uniquement. La station d'incinération des déchets urbains sera assainie par l'installation d'un système de lavage des fumées. L'une des entreprises de métallurgie utilise des quantités de chaleur considérables qui sont produites au moyen d'énergie combustible. A la demande du canton, elle a procédé, entre 1982 et 1985, à une modernisation de ses équipements. Ces transformations ont amélioré le bilan de l'émission de SO₂ de 21 tonnes et celui de NO_x de 4,5 tonnes.

Parmi les sept entreprises présentant une forte émission d'hydrocarbures seulement, six utilisent des processus de peinture. La septième, une imprimerie, était le plus grand émetteur de HC de l'agglomération avant son assainissement en 1985. Les entreprises utilisant des processus de peinture devront être examinées en vertu de l'ordonnance sur la protection de l'air. Les connaissances les plus récentes sur les solvants organiques montrent toutefois déjà maintenant que ces prescriptions sont insuffisantes et qu'un assainissement réel à long terme requiert des produits et des processus de technologie nouvelle (Biedermann 1987).

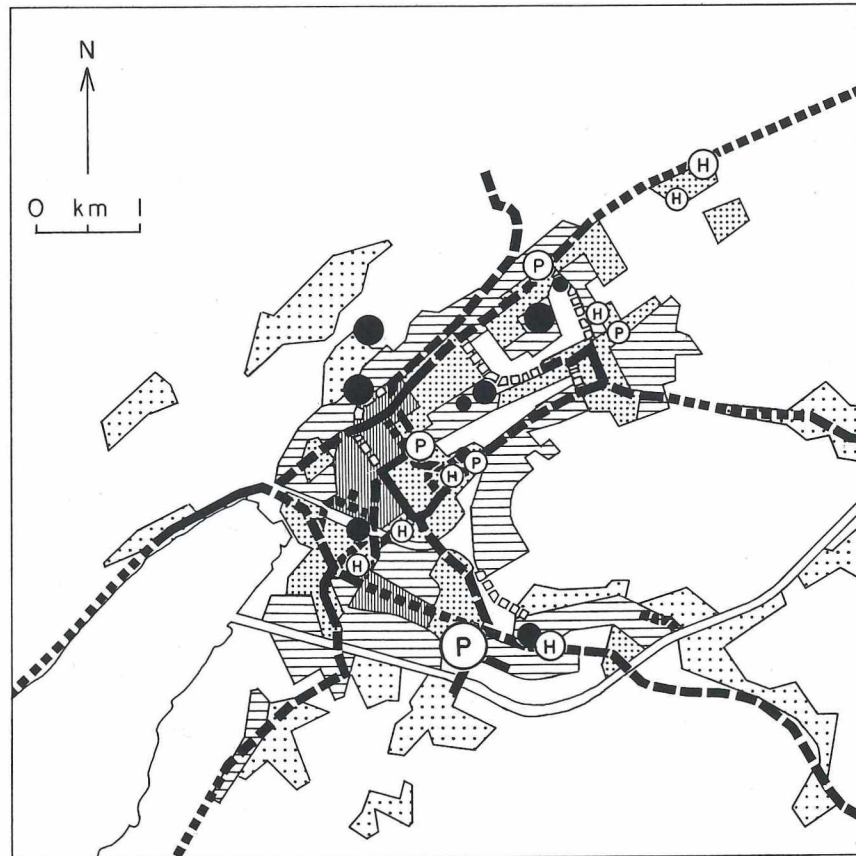


Fig. 2.13. Emissions atmosphériques de l'agglomération de Bienne: carte de synthèse.

Légende

Emission de surface durant la saison froide					
Emission en provenance du chauffage des bâtiments de tous types, indépendamment de leur fonction.					
Emission Interprétation	Ordre de grandeur SO ₂ kg/ha	Mesures d'assainissement de l'état actuel	Mesures préventives pour l'avenir		
	très élevée	plus de 800	Assainissement global par le biais d'une conception énergétique. Imposer des énergies de substitution.	Aucune nouvelle source susceptible d'augmenter l'émission globale du quartier. Prescriptions spéciales.	
	élevée	400 - 800	Des assainissements locaux peuvent s'imposer, notamment dans les centres secondaires et les quartiers locauxifs des années soixante. Utiliser des énergies de substitution.	Veiller, par le règlement des constructions, à ce que l'implantation de nouvelles activités, possible en soi, ne déferiore pas le bilan de l'émission du quartier.	
	soyenne	200 - 400	Les assainissements se limitent à des installations isolées.	L'implantation de nouvelles installations, doit respecter la nature essentiellement résidentielle de ces quartiers.	
	faible	moins de 200	Promouvoir les énergies de substitution.		
Emission ponctuelle durant la saison froide					
Emission en provenance d'établissements industriels, commerciaux ou publics de grandes dimensions					
Emission Interprétation	Ordre de grandeur du polluant principal	Mesures d'assainissement de l'état actuel	Mesures préventives pour l'avenir		
	exceptionnelle	plus de 4000 kg/an	Vérifier la conformité à l'ordonnance de protection de l'air (Art. 12 à 16) et à d'autres bases légles. Assainir au cas échéant (OPAIR Art. 3 à 10).	Par le règlement des constructions et par la conception énergétique, veiller à ce que l'aménagement énergétique de grands bâtiments soit conforme aux exigences de l'environnement.	
	très élevée	2000 - 4000 kg/an			
	élevée	1000 - 2000 kg/an			
Emission ponctuelle résultant de processus industriels					
Emission assez constante au cours de l'année, sauf durant les interruptions d'exploitation (vacances). La représentation graphique se limite aux émissions les plus importantes.					
Emission	HC	Interprétation	Ordre de grandeur kg/an	Mesures d'assainissement de l'état actuel	Mesures préventives pour l'avenir
		exceptionnelle	plus de 10'000	Vérifier la conformité à l'OPAIR (Art. 12 - 16, annexes 1 et 2) et assainir au cas échéant (Art. 3-10).	pour l'industrie: rechercher des processus et des produits plus conformes aux exigences de l'environnement.
		très élevée	2'000 - 10'000		pour l'autorité: assortir le droit d'établissement des prescriptions nécessaires.
		élevée	1'000 - 2'000		
¹⁾ il s'agit de processus thermiques					
Emission linéaire due au trafic routier					
Emission provenant du trafic léger et du trafic lourd (totalité de l'émission de SO ₂ , 25 X de celle de NO _x , plus de 25 X 4 celle de HC). Emission assez constante au cours de l'année, avec un léger plus en été. L'émission de HC est plus importante à faible vitesse, celle de NO _x à vitesse élevée. Seuls les axes présentant les plus fortes émissions sont reportés sur la carte.					
Emission	Interprétation	Ordre de grandeur NO _x et HC kg/ha		Mesures d'assainissement de l'état actuel	Mesures préventives pour l'avenir
		1er polluant	2e polluant		
	exceptionnelle	plus de 1600	400 - 1600	réduire d'urgence le volume de trafic, notamment aux heures de pointe.	Ne pas créer d'axes de trafic (autoroutes) générant un trafic supplémentaire dans la région. Développer les transports publics. Réduire le trafic privé par des mesures politiques.
	très élevée	800 - 1600	800 - 1600		
	élevée	800 - 1600	400 - 800	réduire si possible le volume de trafic.	
	assez élevée	400 - 800	400 - 800		

En conclusion, les grands émetteurs ponctuels appellent les remarques suivantes:

1. L'assainissement systématique de grandes sources ponctuelles a débuté bien avant l'entrée en vigueur de l'ordonnance fédérale sur la protection de l'air.
2. Les résultats positifs obtenus jusqu'à présent doivent beaucoup à la coopération qui s'est établie entre les autorités de la protection de l'air et les milieux industriels concernés.
3. L'ordonnance sur la protection de l'air s'avère être un instrument efficace pour l'assainissement de sources ponctuelles et de processus industriels.
4. La protection de l'air peut être un stimulant de l'innovation technologique.

Problèmes complexes: l'assainissement du chauffage domestique

Enfin, au vu de travaux ultérieurs, et pour les raisons méthodologiques mentionnées au chapitre 2.2.6., il ne fait pas de doute que les émissions d'hydrocarbures dues aux processus industriels ont été sous-estimées. En partant de l'étude de l'OFPE sur les émissions atmosphériques de 1950 à 2010 (Bundesamt für Umweltschutz 1987), on obtiendra des valeurs plusieurs fois plus élevées. Cette étude part du solde des importations et des exportations de matières conduisant à une émission (p. ex. les solvants) et répartit ce solde de manière forfaitaire sur les régions et les secteurs en fonction de données structurelles. Combiner cette démarche aux méthodes cumulatives développées dans le cadre du présent travail serait hasardeux. A notre avis, seuls des relevés de détails dans les entreprises mêmes conduiront à une appréciation correcte et fiable des émissions industrielles.

La figure 2.13. fait ressortir deux grandes zones d'émission très élevée provenant du chauffage domestique, auxquelles s'ajoutent quelques quartiers plus petits. Leurs valeurs d'émission sont à mettre en parallèle avec les mesures d'immission de SO_2 effectuées à Bienne et les modélisations gaussiennes (Filliger 1986), qui s'accordent à indiquer des valeurs d'immission annuelle de SO_2 d'environ $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ au centre-ville, soit quelque $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de plus que ne le tolère l'ordonnance de protection de l'air ($30 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Certes une partie de cette pollution est importée (niveau de pollution

moyen du Plateau suisse en campagne: $10-15 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Il n'en demeure pas moins que le *centre-ville*, où les mesures d'immission ont été réalisées, et les autres quartiers présentant des émissions semblables doivent être assainis. Cet assainissement pourrait s'avérer politiquement difficile: grâce à l'application de la législation bernoise sur la protection de l'air, les installations individuelles des quartiers à assainir sont d'ores et déjà conformes aux prescriptions légales. C'est la somme de leurs émissions qui est trop élevée. La législation sur la protection de l'air n'est pas trop bien munie pour prescrire l'assainissement dans ce cas. Par chance, les autorités peuvent recourir à d'autres bases juridiques, notamment celles sur l'énergie: il doit être possible de justifier des assainissements substantiels par une utilisation conjointe adéquate des textes de loi en vigueur. Il n'en demeure pas moins que les autorités devront faire preuve d'autant de doigté que de détermination.

La démarche préconisée par l'Ordonnance sur la protection de l'air, qui consiste à définir les quartiers à assainir à partir des valeurs d'immission, se heurte à de graves problèmes de rigueur scientifique. La définition d'une limite d'émission pour des quartiers serait un instrument très utile. Au vu de nos résultats, le seuil critique se situe en valeur annuelle autour de $800 \text{ kg}/\text{ha}$ de SO_2 ou de NO_x pour 5 à 10 hectares contigus, la notion de contiguïté devant s'adapter aux circonstances locales.

Difficultés majeures: l'assainissement du trafic routier

Le problème des émissions atmosphériques dues au trafic routier a été attaqué à l'échelle nationale par l'introduction généralisée de catalyseurs à trois voies sur les voitures neuves. C'est à n'en pas douter une mesure d'assainissement efficace à moyen terme puisqu'elle devrait amener une réduction des émissions de NO_x et de HC de 80 à 85% d'ici une dizaine d'années, le temps nécessaire au renouvellement du parc actuel. L'ampleur des émissions dans des agglomérations moyennes telles que Bienne montrent néanmoins que cette mesure est pleinement insuffisante. Comparons, à titre d'illustration, les émetteurs ponctuels et les émissions dues au trafic dans notre carte de synthèse: cette carte montre 20 émetteurs ponctuels présentant une émission de plus d'une tonne par an. Les tronçons de route présentant une émission exceptionnelle ou très élevée sur cette carte correspondent à quelque 150 émetteurs ponctuels de cette taille, alignés le long

des axes routiers! Comme il reste à prouver que les projets d'autoroutes de contournement n'engendreront pas d'augmentation du volume de trafic dans la région, nos résultats tendent à montrer que *seule une réduction massive du volume du trafic routier dans la région peut apporter une amélioration substantielle et durable de la qualité de l'air*. Cette politique impopulaire et difficile se justifie d'autant plus qu'il est essentiel d'aborder l'impact du trafic routier sur l'environnement naturel, humain et urbain dans sa globalité: pollution de l'eau, de l'air et du sol, consommation d'espace et atteinte au paysage, bruit et atteinte psychologique, accidents, conditionnement des modes de vie.

2.5. Conclusion

Si nous nous attendions, au début de notre travail, avant tout à des résultats pratiques de portée locale, c'est à n'en pas douter au niveau des méthodes que notre étude apporte le plus d'éléments nouveaux.

En premier lieu, nos résultats permettent d'expliquer et, espérons-le, de dissiper le reproche que les milieux de la protection de l'air adressent aux relevés des émissions atmosphériques: ceux-ci seraient d'une signification restreinte. Cette vision a, en ordre croissant d'importance, trois explications méthodologiques:

- La première tient à ce que les auteurs des relevés des émissions ont tendance à escamoter la nature évaluative de leurs travaux pour dégager une illusion d'exactitude. Notre étude montre clairement que les *relevés des émissions sont des modélisations socio-géographiques* au même titre que les études de dispersion sont des modèles physico-mathématiques.
- La seconde est connexe de la première: les milieux spécialisés préfèrent les chiffres des mesures d'immission aux évaluations des relevés d'émission et, dans une moindre mesure, aux modèles de dispersion. Or nos travaux confirment que les relevés d'émission font preuve d'une *remarquable précision qui tient notamment à leur cohérence méthodologique et à leur haute spatialité*.
- La troisième est probablement la plus importante. Nos résultats montrent que la résolution spatiale des études antérieures est généralement

insuffisante. *La précision spatiale de la maille hectométrique fournit une compréhension plus profonde des valeurs d'émission et de leurs origines, mais surtout, elle ouvre la voie à des applications directes au niveau de l'assainissement.*

En définitive, pour autant que l'on garde à l'esprit leur nature de modélisation et qu'on fournisse l'effort d'une haute résolution spatiale, *les relevés d'émission peuvent être un instrument efficace de la protection de l'air.*

Notre étude montre également le *rôle essentiel de la connaissance empirique des lieux*, qui est la seule à permettre de comprendre exactement les structures urbaines dans tous leurs détails et de les interpréter correctement au niveau de l'émission. De ce fait, *c'est aux administrations locales que les relevés d'émission devraient être confiés*, et non à des bureaux d'ingénieurs-conseil généralement étrangers à la région, comme le veut hélas l'usage en Suisse. De manière générale, nos travaux montrent que le problème du relevé des émissions gagne à *être abordé de manière moins technique, mais plus géographique et régionale.*

Il n'est pas nécessaire de rappeler ici la portée pratique considérable du relevé des émissions au niveau local-régional, qui ressort clairement des chapitres 2.3. et 2.4.

Nos résultats suggèrent par ailleurs quelques réflexions sur la législation en matière de protection de l'air. D'une part, ils ont mis en évidence la nécessité de *valeurs limites d'émission applicables* non pas à des sources ponctuelles ou des produits chimiques mais à *des éléments de l'espace construit*, tels que des routes et des quartiers. D'autre part, ils ne sont pas seuls à prouver que les méthodes d'évaluation des émissions sont suffisamment précises pour définir de telles valeurs. En fait, lorsqu'il a conçu la législation sur la protection de l'air, le législateur a *carrément négligé la réalité géographique des émissions atmosphériques.*

A long terme – et il n'y a d'urgent que le long terme –, le résultat le plus significatif de notre travail est probablement celui-ci: *la géographie des émissions n'est autre que l'image déformée des structures urbaines dont elle est le produit.* Or, jusqu'à présent, les émissions n'ont pas été considérées comme un aboutissement, mais comme le point de départ de la chaîne causale «Emission-Transmission-Immission» qui continue de marquer toute philosophie et toute politique de la protection de l'air. Ainsi, si nous avons la possibilité de prolonger nos travaux, c'est vers une *recherche plus*

fondamentale sur les structures de l'environnement construit et leur influence sur les émissions que nous nous orienterions, dans l'espoir de trouver des remèdes plus efficaces et plus durables à l'un des problèmes politiques majeurs de notre temps.

Références

- Amt Für Technische Anlagen und Lufthygiene (éditeur), 1983: Luftreinhaltung im Kanton Zürich. Zürich.
- Basler & Hofmann, 1979: Leitfaden zur Abschätzung der Luftfremdstoff-Immissionen durch Strassenverkehrsanlagen. Bundesamt für Umweltschutz (éd.), Berne.
- Berlincourt, P., 1988: Les émissions atmosphériques de l'agglomération de Bienne, une approche géographique. Geographica Bernensia G28, Geogr. Institut der Universität Bern, Berne.
- Biedermann, R., 1987: Umweltbelastung durch organische Lösungsmittel, eine Herausforderung für die Luftreinhaltungspolitik, Neue Zürcher Zeitung Nr. 177/1987, page 15, Zurich.
- Brückert, R., 1970: Bienne, son agglomération, sa région; thèse de doctorat, Université de Berne, Genodruck, Bienne.
- Brügger, T. et M. Descloux, 1987: Inventaire des sources de pollution atmosphérique dans le canton de Fribourg, Rapport intermédiaire destiné à l'Office cantonal de la protection de l'environnement, Fribourg (manuscrit).
- Bundesamt für Umweltschutz, 1980: Schwefeldioxid-Emissionskataster 1975 für die Schweiz und Liechtenstein, Berne.
- Bundesamt für Umweltschutz, 1987: Vom Menschen verursachte Schadstoff-Emissionen in der Schweiz 1950–2010, Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 76, Bern.
- EKV (Schweizerischer Energie-Konsumenten-Verband von Industrie und Wirtschaft), 1981: Energieverbrauch in der Schweizerischen Industrie im Jahre 1980. Erhebung, durchgeführt im Auftrage des Eidg. Verkehrs- und Energiewirtschaftsdepartementes, juin 1981, Bâle.
- Energiefachstelle der Stadt Bern, 1985: Zusammenstellung spezifischer Emissionsfaktoren für den Bereich Hausbrand und Kleingewerbe, juillet 1985, Berne.
- Filliger, P., 1986: Die Ausbreitung von Luftschadstoffen – Modelle und ihre Anwendung in der Region Biel. Geographica Bernensia G14, Geogr. Inst. der Universität Bern, Berne.
- Grosjean, G., 1973: Canton de Berne, Bases historiques de l'aménagement, Atlas de l'aménagement. Canton de Berne, troisième livraison, Diffuseur Kümmerly + Frey, Berne.
- Hassel, D., J. Brosthaus, F. Dursbeck, P. Jost et K.-S. Sonnborn (TÜV Rheinland), 1980: Das Abgas-Emissionsverhalten von Personenkraftwagen in der Bundesrepublik Deutschland im Bezugsjahr 1980. Umweltbundesamt Berlin, Berichte 9/80. Erich Schmidt Verlag, Berlin.

- Der Hessische Minister für Landesentwicklung, Umwelt, Landwirtschaft und Forsten (éditeurs), 1982: Luftqualität im Belastungsgebiet Wetzlar, Wiesbaden.
- Ingenieurgemeinschaft Gruneko & Balzari, Blaser, Schudel, 1977: Energiekonzept für die Stadt Bern. Im Auftrag des Gemeinderates erstellt in Zusammenarbeit mit der verwaltungswirtschaftlichen Arbeitsgruppe Energiekonzept für die Stadt Bern, Berne.
- Laboratoire Cantonal, 1985: Emissions d'oxydes d'azote lors de la combustion d'huile de chauffage extra-légère et de gaz naturel. Etude effectuée à la demande de l'Office fédéral de la protection de l'environnement, 12 septembre 1985, Epalinges (manuscrit).
- May, H. et E. Plassmann, 1973: Abgasemissionen von Kraftfahrzeugen in Grossstädten und industriellen Ballungsgebieten; Technischer Überwachungsverein (TÜV) Rheinland e.V. Schriftenreihe Umweltschutz, Band 3; Carl Heymanns Verlag KG, Köln.
- Ministerium für Arbeit, Gesundheit und Soziales des Landes Nordrhein-Westfalen (MAGS), 1975: Luftuntersuchungen im Raume Oberhausen-Duisburg-Mühlheim, Düsseldorf.
- Ministerium für Arbeit, Gesundheit und Soziales des Landes Nordrhein-Westfalen, 1980: Luftreinhalteplan Ruhrgebiet Mitte 1980–84, Düsseldorf.
- Ministerium für Arbeit, Gesundheit und Soziales des Landes Nordrhein-Westfalen, 1982: Luftreinhalteplan Rheinschiene Mitte 1982–1986. Luftreinhalteplan gemäss Art. 47 des Bundes-Immissionsschutzgesetzes, Düsseldorf.
- OCDE, 1981: Les coûts et avantages de la lutte contre les oxydes de soufre, une étude méthodologique. OCDE, Paris, ISBN 92-64-22151-4.
- Office Fédéral de la Protection de l'Environnement, 1984: Réduction des vitesses et émissions polluantes. Les cahiers de l'environnement no. 22, Berne, mars 1984.
- Office Fédéral de la Statistique, 1984: Délimitation des agglomérations en Suisse 1980. Contribution à la statistique suisse/105^{ème} fascicule, Berne.
- Pelli, T., 1977 (1): Emissionskataster für Motorfahrzeuge in der Schweiz 1970. Technische Beilage 1, Verkehr in den städtischen Agglomerationen, Datenermittlung und theoretische Betrachtungen. Eidg. Amt für Umweltschutz, Zürich, Bern, Mai 1977.
- Regionale Planungsgemeinschaft Untermain, 1977: Lufthygienische-meteorologische Modelluntersuchung in der Region Untermain. Abschlussbericht, Dezember 1977, Frankfurt a. M.
- Rickli, B., 1984: Die Abhängigkeit der städtischen Oberflächen-Energiebilanz von ausgewählten Struktur-Parametern (Stadt Biel). Licence Inst. Géogr. Univ. Berne, Berne (manuscrit).
- Rickli, R., 1982: Wind- und Temperaturfeld im Raum Biel während dem Winterhalbjahr 1980/81. Licence, Inst. Géogr. Univ. Berne, Berne (manuscrit).
- SIA 381/3, 1982: Heizgradtage der Schweiz. SIA-Empfehlung 381/3, Ausgabe 1982, eingetragene Norm der Schweizerischen Normen-Vereinigung, Hrs.: Schweiz. Ingenieur- und Architekten-Verein, Zürich.
- Städtische Baudirektion Biel, 1983: Stellungnahme zum Variantenvergleich N5/T6. Biel, Dezember 1983.

- Troxler, K. H. et O. Helbling, 1981: Des maisons sous la loupe. SAGES, Société Romande d'Éditions, Genève.
- Variantevergleich N5/T6, 1981: Bericht der Fachkommission über die Ergebnisse des «Feinverfahrens». Text, August 1981.
- Variantevergleich N5/T6, 1982: Der Schwerverkehr in der Region Biel. Variantevergleich N5/T6, Zusatzbericht, revidiert 22. Juni 1982 (manuscrit).
- Wanner, H., P. Berlincourt, R. Rickli, 1982: Klima und Lufthygiene der Region Biel – Gedanken und erste Resultate aus einer interdisziplinären Studie. *Geographica Helvetica* 4, 215–224.
- Weber R. (rédacteur), 1984: Energie, Les résultats de 27 projets. Rapport final du programme national de recherche «Recherche et développement dans le domaine de l'énergie» Editions Georgi, St-Saphorin, ISBN 2–604–00069–5.
- Wick B., 1983: Energiekennzahlen der häufigsten Gebäudetypen. Auswertung von Energiekennzahl-Erhebungen in der Schweiz. Stand Sommer 1983. Schweiz. Aktion Gemeinsinn für Energiesparen, Widen/AG.

3. Ausbreitungsklimatologie

RALPH RICKLI

Summary

The present study is an attempt to detect and define typical flow patterns in the planetary boundary layer. It is based on hourly climatological data collected over a period of 17 months in the city of Biel. This database was expanded by several field experiments and simulations on a physical model (scale: 1:25'000) at the Swiss Federal Institute of Technology in Lausanne.

Daily patterns of temperature stratification as well as wind direction and velocity were determined with the aim of classifying local wind and temperature fields. The approach used here subdivides the day into three periods according to daily wind changes. This method can be employed in any region where regular daily changes in wind direction can be observed. It would be most applicable in regions of complex terrain with ana- and katabatic winds or coastal regions with a marked land and sea breeze circulation system.

Résumé

Le présent chapitre porte sur l'identification et la définition de types d'écoulement caractéristiques à la couche inférieure de l'atmosphère. Cette typification repose d'une part sur des données climatologiques horaires relevées durant 17 mois dans l'agglomération de Bienne et d'autre part sur des campagnes de mesure et des simulations sur modèle physique (échelle 1/25'000) réalisées à l'EPF de Lausanne.

Afin de définir les champs de vent et de température locaux, les phases de la stratification thermique ainsi que celle de la vitesse et de la direction du vent au cours de la journée ont été déterminées. Cette classification a servi de fondement pour des modèles de dispersion. Les changements de vent quotidiens ont servi de repères pour diviser la journée en trois périodes. Cette méthode peut être transposée dans toute région où règne une périodicité journalière de la direction des vents, notamment des régions à topographie complexe, sujettes à des vents anabatiques et katabatiques prononcés, ou des régions côtières qui présentent un système de brise de mer et de terre bien développé.

Zusammenfassung

Ab November 1980 betreute das Geographische Institut der Universität Bern (GIUB) in Biel während 17 Monaten ein klimatologisches Messnetz, an dessen Stationen Stundendaten Wind und Temperatur erhoben wurden. Dank den räumlich und zeitlich fein aufgelösten Daten war es möglich, Signale der tagesperiodischen Hangwinde für die Ausscheidung typischer Strömungs- und Schichtungsmuster zu verwenden. Mehrere Feldexperimente und Versuche auf einem physikalischen Modell (Massstab 1/25'000) erweiterten die Datengrundlagen und lieferten wertvolle Beiträge zur Erklärung lokaler Strömungsphänomene. Die klassierten Tagesgänge von Strömung und Schichtung bilden die Grundlage zur episodenhafte Schätzung von Immissionskonzentrationen mittels Ausbreitungsmodellen. Die Methode kann in allen Regionen angewandt werden, in denen im Tagesverlauf regelmässig Windrichtungswechsel auftreten. Dies betrifft bevorzugt Gebiete mit komplexer Topographie oder Küstenregionen mit einem ausgeprägten Land-See-Wind System.

3.1. Einleitung und Zielsetzung

Das Geographische Institut der Universität Bern (GIUB) hat sich nebst der Erstellung eines hochaufgelösten Emissionskatasters (Berlincourt 1988) und mit Ausbreitungsrechnungen (Filliger 1986) auch mit der Analyse des bodennahen Windfeldes und der vertikalen Temperaturverteilung beschäftigt. Diese Analyse stützt sich im wesentlichen auf Daten, die mit einem eigenen Messnetz erhoben wurden. Zwar verfügt die Stadt Biel auf dem Gelände der Stadtgärtnerei über eine Klimastation der Schweizerischen Meteorologischen Anstalt (SMA). Die meteorologischen Daten werden jedoch zu den synoptischen Terminen 06, 12 und 18 Uhr Weltzeit erhoben. Eine kontinuierliche Datenaufzeichnung, wie sie beim automatischen Netz (ANETZ) erfolgt, fehlt in Biel.

Deshalb erstellte das GIUB Ende Oktober 1980 ein eigenes Messnetz und betreute es bis März 1982 mit dem Ziel, räumlich und zeitlich fein aufgelöste Wind- und Temperaturdaten zu erheben. Diese Daten wurden zur Erfassung der lokalen Ausbreitungsverhältnisse und für Immissionsberechnungen verwendet. Sie dienen aber auch als Referenzwerte für die Modellversuche an der EPF in Lausanne und für die Gegenüberstellung mit Atemwegserkrankungen bei Kindern.

3.2. Arbeitskonzept und Methoden

3.2.1. Datenerhebung

Laut der Technischen Anleitung Luft '86 sind für wirklichkeitsnahe Ausbreitungsrechnungen meteorologische Daten mit einer minimalen zeitlichen Auflösung von einer Stunde notwendig. Das klimatologische Messnetz des GIUB erfüllt diese Forderung. Um nebst der zeitlichen auch eine genügend räumliche Auflösung der Daten zu gewährleisten, war das Messnetz auf zwei Profillinien angelegt. Die eine verlief parallel zum Jurasüdfuss. Die auf ihr erhobenen Daten sollten vor allem Auskunft geben über das thermische Verhalten der Stadt und ihrer ländlichen Umgebung und über die tagesperiodischen Strömungen. Die andere Linie war als Höhenprofil ausgelegt und verband die Niederungen des Seelandes mit dem Jura-

hang. Die Stadt Biel und ihre nähere Umgebung sind zusammen mit dem klimatologischen Messnetz des GIUB in Figur 3.1. dargestellt (siehe auch Abb. 1.1.). Nachfolgend werden die Messstellen immer mit Grossbuchstaben bezeichnet.

Die Stationen waren grösstenteils kombiniert mit Windmesser und Thermohygrographen ausgerüstet. Standardhöhe für Windmessungen ist 10 m. Aus technischen Gründen konnte der Wind nur in 3 m Höhe gemessen werden. Eingesetzt wurden mechanische Windschreiber vom Typ WOELFLE. Wegen der überwiegenden Wirkung der Schubspannung und den in der Prandtl-Schicht (Surface-Layer) quasikonstanten Flüssen von Impuls, Wärme und Feuchte wird davon ausgegangen, dass die Verteilung der Windrichtungen nicht signifikant verschieden ist von jener auf 10 m über Grund (Wanner 1986). Die mittleren Geschwindigkeiten dürften aber unter jenen in Standardhöhe liegen. Für die Berechnung der Ausbreitung von Verkehrsemissionen werden Winddaten aus einer Höhe von 3–5 m verlangt. Die vorliegenden Daten können mit den genannten Einschränkungen somit diversen Ansprüchen genügen.

Standardgemäss erfolgte die Aufzeichnung von Lufttemperatur und relativer Feuchte 2 m über Boden in englischen Wetterhütten. An Geräten wurden Haenni Thermohygrographen eingesetzt. Die kontinuierlichen Messungen mittels festem Stationsnetz wurden ergänzt durch Daten von Temperaturmessfahrten im Sommer 1983 und von vier Feldexperimenten, zwei davon mit erheblichem Aufwand an Personal und eingesetzten Geräten (Rickli und Wanner 1983).

3.2.2. Datenauswertung

Aufgrund der Projektzielsetzung stand fest, dass die Untersuchungen zum Bieler Ausbreitungsklima ein Schwergewicht auf der Analyse des Stromfeldes und der Temperaturschichtung haben werden. Nicht möglich waren Untersuchungen zu den Turbulenzspektren der bodennahen Atmosphäre mit Bestimmung der Ausbreitungsparameter σ_y und σ_z (Hanna 1985). Damit ist auch gesagt, dass auf eine ortsspezifische Klassifikation von Ausbreitungslagen verzichtet wurde, wie sie beispielsweise in Leissigen zur Ausführung gelangte (Filliger und Rickli 1986).

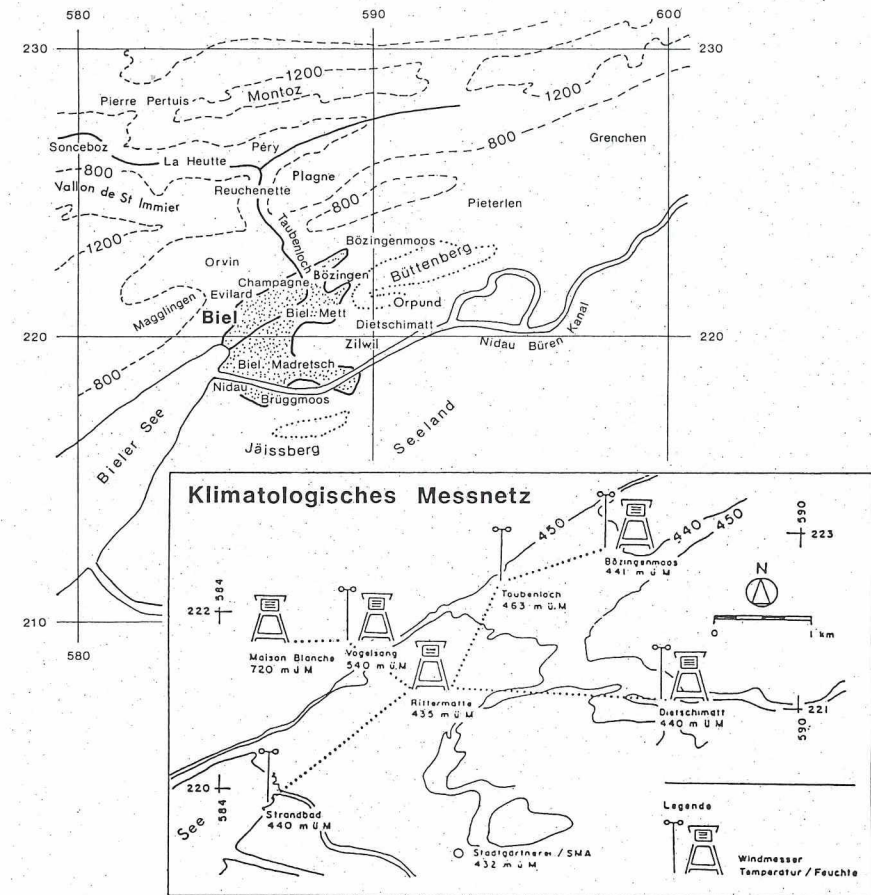


Fig. 3.1. Klimatologisches Messnetz des Geographischen Instituts der Universität Bern in der Region Biel (November 1980 – März 1982).

Die Datenauswertung erfolgte stufenweise. Einem ersten mehr mittelwertsklimatologischen Teil mit Aussagen zur zeitlichen und räumlichen Verteilung und Angaben über Extremwerte schliesst ein zweiter Teil an, der sich mit der Analyse typischer Tagesgänge von Strömung und Schichtung beschäftigt. Beide Teile der Auswertung wurden ergänzt durch Daten und Beobachtungen aus Messkampagnen und aus den Modellversuchen an der EPF in Lausanne (Hertig et al. 1984).

3.2.3. Methodik

Für den ersten Teil der Auswertung wurden die üblichen Methoden der Mittelwertsklimatologie angewandt. Graphiken und deren Interpretation bilden die Grundlage für den zweiten Teil der Auswertung. Hier galt es, eine objektive Methode zu entwickeln, die es erlaubt, wiederkehrende Strömungs-Schichtungsmuster auszuscheiden. Die Windrichtungen werden nachfolgend der Synop-Meldung entsprechend in Dekagrad angegeben. Lesebeispiel: Windrichtung (dd) 27 = 270° = Westwind, Windrichtung (dd) = 06 = 060° = Ostnordostwind.

Vorerst wurde der Einfachheit halber die Schichtung weggelassen und das Augenmerk auf das Strömungsgeschehen gerichtet. Dabei zeigte sich, dass die Hangabwinde bei VOGELSANG und der Kaltluftabfluss aus dem St. Immortal stets aus einem eng begrenzten Sektor von durchschnittlich 40 Grad auftreten. Bei den Hangabwinden wird er durch die Richtungen 30–34, beim Taubenloch durch jene zwischen 32 und 36 gebildet.

Aus dieser Beobachtung folgte der Schluss, dass das Signal der nächtlichen katabatischen Winde zur Gliederung des Tages verwendet werden kann. Dieses Signal ist sowohl am Jurasüdfuss als auch in grösseren Alpentalern nicht nur an Schönwetterlagen gebunden, sondern tritt bei den verschiedensten synoptischen Wetterlagen auf (Vergeiner und Dreiseitl 1987). In Biel wurde eine Dreiteilung vorgenommen in Morgen (= 2. Nachthälfte), Tag und Abend (= 1. Nachthälfte). Der Zeitpunkt, zu dem am Jura hang bei VOGELSANG das Monatsmittel der Winde aus Richtung 30 bis 34 unter-/überschritten wird, bildet die Grenze zwischen Tages- und Nachtwindfeld. Bei TAUBENLOCH dient in gleicher Weise das Monatsmittel aus dem Richtungsintervall 32–36 zur Abgrenzung. Diese Grenzen variieren monatlich und sind erwartungsgemäss im Sommer markanter ausgebildet als im Winter. Dafür verantwortlich sind unter anderem die grössere Amplitude der Strahlungsbilanz und der geringere Anteil von Hochnebel. Letzterer führt im Winterhalbjahr sehr oft zu einem ausgeglichenen Temperaturregime, das die Entwicklung von katabatischen Winden dämpft.

Die Unterteilung des Tageswindfeldes ermöglicht es, für jedes Tagesdrittel vektoriell die mittlere Windrichtung und -geschwindigkeit zu ermitteln. Damit ist es möglich, das tägliche Strömungsgeschehen an einer Station zu codieren, um so die weitere Auswertung zu vereinfachen. Dazu werden die

errechneten Windrichtungen vier 90°-Sektoren zugeordnet. Bestimmen Calmen mehr als 50% des Strömungsgeschehens eines Tagesdrittels, so wird Windrichtung 37 vermerkt und einem fünften Sektor zugeschlagen. Tabelle 3.1. gibt Auskunft über die Sektorzuordnung, während Tabelle 3.2. die Herleitung der Strömungslagen verdeutlicht.

Der nächste Schritt besteht darin, die Beschreibung des Bodenwindfeldes auf die Fläche auszudehnen und die Temperaturschichtung mit zu berücksichtigen. Erneut eignen sich dazu besonders die Stationen VOGELSANG und TAUBENLOCH. Erstere, weil sie 100 m über der Stadt liegt und weniger durch bodennahe Inversionen beeinflusst wird als beispielsweise BOEZINGENMOOS, die zweite wegen ihrem Standort auf Dachhöhe am Taubenlochausgang. Ein Vergleich der beiden Stationen zeigt, dass die

Tab. 3.1.: Definition der Richtungssektoren.

Sektor	Windrichtung (dd)	Bezeichnung
1	01–09	Nordost (Bise)
2	10–18	Südost
3	19–27	Südwest / West
4	28–36	Nordwest / Nord (Hangwinde, Taubenlochwind)
5	37	Calmen

Tab. 3.2.: Herleitung der Strömungslage durch die Zuordnung der mittleren Windrichtung zu einem Richtungssektor.

	Tagesabschnitt		
	Morgen	Tag	Abend
Mittlere Windrichtung (vektoriell)	33 Nordwest ↓	23 Südwest ↓	04 Nordost ↓
Sektor	4	3	1
	Strömungslage	431	

mittlere Verteilung der Tageswindrichtung nahezu gleich ist. Ziel ist es, unter Einbezug der Temperaturschichtung typische Tagesgänge des Bodenwindfeldes zu definieren, die unter anderem auch in Ausbreitungsmodellen eingesetzt werden können. Filliger hat in Form einer Fallstudie das Bodenwindfeld des 10. Dezembers 1980 in vier Zeitschnitten für die Ausbreitungsrechnung verwendet (Filliger 1986). Im folgenden werden die Strömungskombinationen von VOGELSANG und TAUBENLOCH stets gemeinsam verwendet und mit dem Tagesgang des Gradienten der potentiellen Temperatur ($\Delta\Theta/100\text{ m}$) verbunden. Daraus leiten sich 4 Hauptgruppen von Strömungs-Schichtungslagen ab, deren Unterteilung primär nach der Temperaturschichtung erfolgt:

Schichtungstyp 1: Der Temperaturgradient bleibt den ganzen Tag über mehr oder weniger konstant und nimmt maximal Werte an, die einer isothermen Schichtung entsprechen.

Schichtungstyp 2: Die Schichtung ist im Verlauf der zweiten Nachthälfte und während des Tages höchstens isotherm, nimmt aber in der darauffolgenden ersten Nachthälfte stark positive Werte an.

Schichtungstyp 3: Die Schichtung ist in der zweiten Nachthälfte sehr stabil und nimmt im Verlauf des Tages Werte von weniger als $+1.2\text{ K}/100\text{ m}$ an. Diese Schranke wird in der darauffolgenden ersten Nachthälfte nicht überschritten.

Schichtungstyp 4: Die Schichtung zeigt einen ausgeprägten Tagesgang, in dessen Verlauf erst über Mittag und am Nachmittag Isothermie oder neutrale Schichtung erreicht werden.

Da die Schichtung aus den Stationen VOGELSANG und BOEZINGEN-MOOS gerechnet wird, kann sie den tatsächlichen Verlauf der vertikalen Temperaturverteilung nie exakt wiedergeben. Immerhin zeigt sie aber einen generellen Trend an. Weiter darf man unter der Annahme einer stärkeren Erwärmung der Stadt gegenüber dem Umland davon ausgehen, dass im Winter auch tagsüber eine nahezu neutrale Schichtung erreicht wird.

Die beschriebenen Strömungs-Schichtungslagen basieren auf einem Datenkollektiv von 17 Monaten. In ihm sind zwei Winterhalbjahre und ein Sommerhalbjahr enthalten. Diese äusserst kurze Zeit der Datenerfassung

bewirkt eine ungleiche Gewichtung von Winter- und Sommersituationen. Den meisten Lagen fehlt dadurch ein ausreichend grosses Tageskollektiv für statistisch gesicherte Aussagen.

Bei grösseren Datenkollektiven dürften sich die Mittelwerte von Temperatur und Windgeschwindigkeit gegenüber den dargestellten Resultaten leicht verändern. Da ein Grossteil der Windgeschwindigkeiten zwischen 1 und 3 m/s liegt, ist die Schwankungsbreite jedoch klein. Auch im Bereich der Schwachwinde mit Geschwindigkeiten von weniger als 1 m/s sind keine grossen Änderungen zu erwarten. Schwankungen beim mittleren Temperaturgradienten dürften im Bereich von $\pm 0.5\text{ K}/100\text{ m}$ liegen. Es ist deshalb anzunehmen, dass der Trend im Tagesgang des Gradienten gleich bleibt. Gleich bleiben wird auch die mittlere Windrichtung, weil diese vor allem durch das Relief bestimmt wird. Somit ist es trotz Vorbehal-

Tab. 3.3. Häufigste Strömungs-Schichtungslagen in der Region Biel.

Schichtungstyp	Gruppennummer	Halbjahr	Strömungskombination VOGELSANG/TAUBENLOCH	Anzahl Tage
1	1.1	Winter	333 / 333 (↗ ↗ ↗ / ↗ ↗ ↗)	26
	1.2	Winter	111 / 111 (↙ ↙ ↙ / ↙ ↙ ↙)	20
	1.3	Winter	333 / 433 (↗ ↗ ↗ / ↘ ↗ ↗)	11
2	2.1	Winter	334 / 334 (↗ ↗ ↘ / ↗ ↗ ↘)	15
	2.2	Winter	114 / 114 (↙ ↙ ↘ / ↙ ↙ ↘)	9
	2.3	Sommer	334 / 334 (↗ ↗ ↘ / ↗ ↗ ↘)	8
3	3.1	Winter	433 / 433 (↘ ↗ ↗ / ↘ ↗ ↗)	10
	3.2	Sommer	433 / 433 (↘ ↗ ↗ / ↘ ↗ ↗)	7
	3.3	Winter	333 / 334 (↗ ↗ ↗ / ↗ ↗ ↘)	7
4	4.1	Sommer	434 / 434 (↘ ↗ ↘ / ↘ ↗ ↘)	37
	4.2	Sommer	414 / 414 (↘ ↙ ↘ / ↘ ↙ ↘)	18
	4.3	Winter	334 / 434 (↗ ↗ ↘ / ↘ ↗ ↘)	16
	4.4	Winter	434 / 434 (↘ ↗ ↘ / ↘ ↗ ↘)	11
	4.5	Winter	111 / 414 (↙ ↙ ↙ / ↘ ↙ ↘)	7
	4.6	Sommer	114 / 114 (↙ ↙ ↘ / ↙ ↙ ↘)	6
	4.7	Winter	333 / 434 (↗ ↗ ↗ / ↘ ↗ ↘)	6
	4.8	Sommer	444 / 444 (↘ ↘ ↘ / ↘ ↘ ↘)	6

ten zulässig, Strömungs-Schichtungsmuster zu rechnen. Bei einem anderen Vorgehen müssten Windrichtung und -geschwindigkeit zwischen den festen Messstellen interpoliert werden. Auch diese Resultate wären mit Unsicherheiten behaftet. Die ausgeschiedenen Lagen erlauben es, mit aufwendigen Ausbreitungsmodellen episodenhaft Immissionskonzentrationen zu berechnen. Die beschriebenen Strömungs-Schichtungslagen sind in Tabelle 3.3. zusammengefasst. Es sind nur Lagen aufgeführt, die an mehr als 5 Tagen vorkamen. Der Temperaturgradient zwischen VOGELSANG und BOEZINGENMOOS wird durch den Gradienten der potentiellen Temperatur ausgedrückt ($\Delta\Theta/100$ m).

3.3. Ergebnisse

3.3.1. Diskussion der Stundenwindrosen von Dezember 1980 bis April 1981

Die Auswertungen der Windrosen zeigen, dass die Topographie im Raum Biel ein bedeutender Klimafaktor ist. Erwartungsgemäss bewirkt sie eine starke Kanalisierung der bodennahen Strömung und begünstigt nachts die Entkopplung des Windfeldes von der allgemeinen Strömung im Mittelland. Als Folge davon stellt sich im Tagesverlauf ein Wechselspiel ein zwischen lokalen, regionalen und überregionalen Winden. Dabei bestimmen Südwest- und Nordostwinde das Tageswindfeld.

Monats- und Jahreswindrosen erlauben nur einen sehr allgemeinen Einblick in die Windrichtungsverteilung. Mit dem Ziel, möglichst viele Einzelheiten zu erkennen, wurden deshalb die Richtungsverteilungen in Form von Stundenwindrosen analysiert. Sie zeigen, dass das Strömungsfeld in der Region Biel zeitlich in ein Tages- und Nachtwindfeld unterteilt werden muss und die Messstellen in Hangstationen (VOGELSANG, TAUBENLOCH) und Talstationen (STRANDBAD, BOEZINGENMOOS, DIETSCHIMATT) zu gliedern sind.

In den Figuren 3.2. bis 3.4. sind die Stundenwindrosen aus dem Zeitintervall von November 1980 bis April 1981 aufgeführt. Der folgende Text geht auf Einzelheiten bei der Richtungsverteilung ein und beginnt mit der Besprechung der Stationen VOGELSANG und TAUBENLOCH.

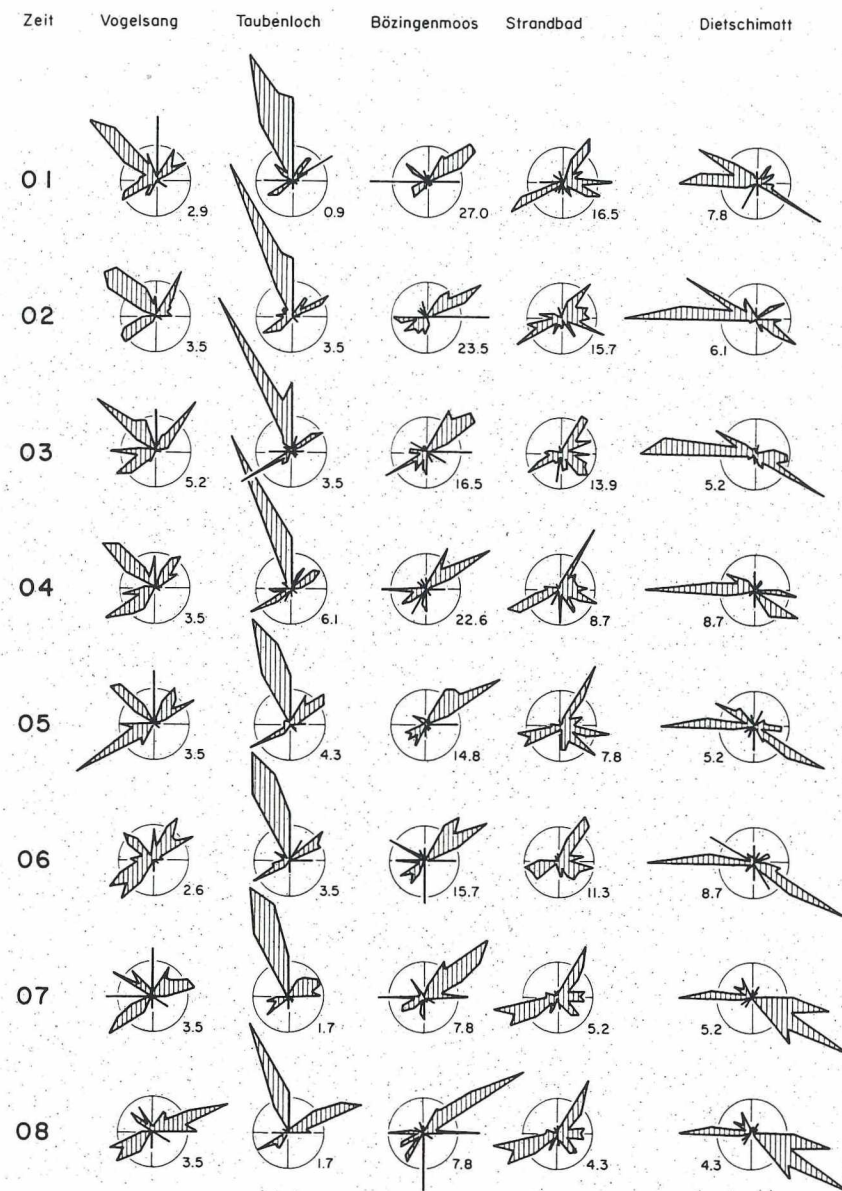


Fig. 3.2. Stundenwindrosen für die Zeit von 01 bis 08 Uhr (November 1980 – April 1981). Calmen sind in Prozenten angegeben.

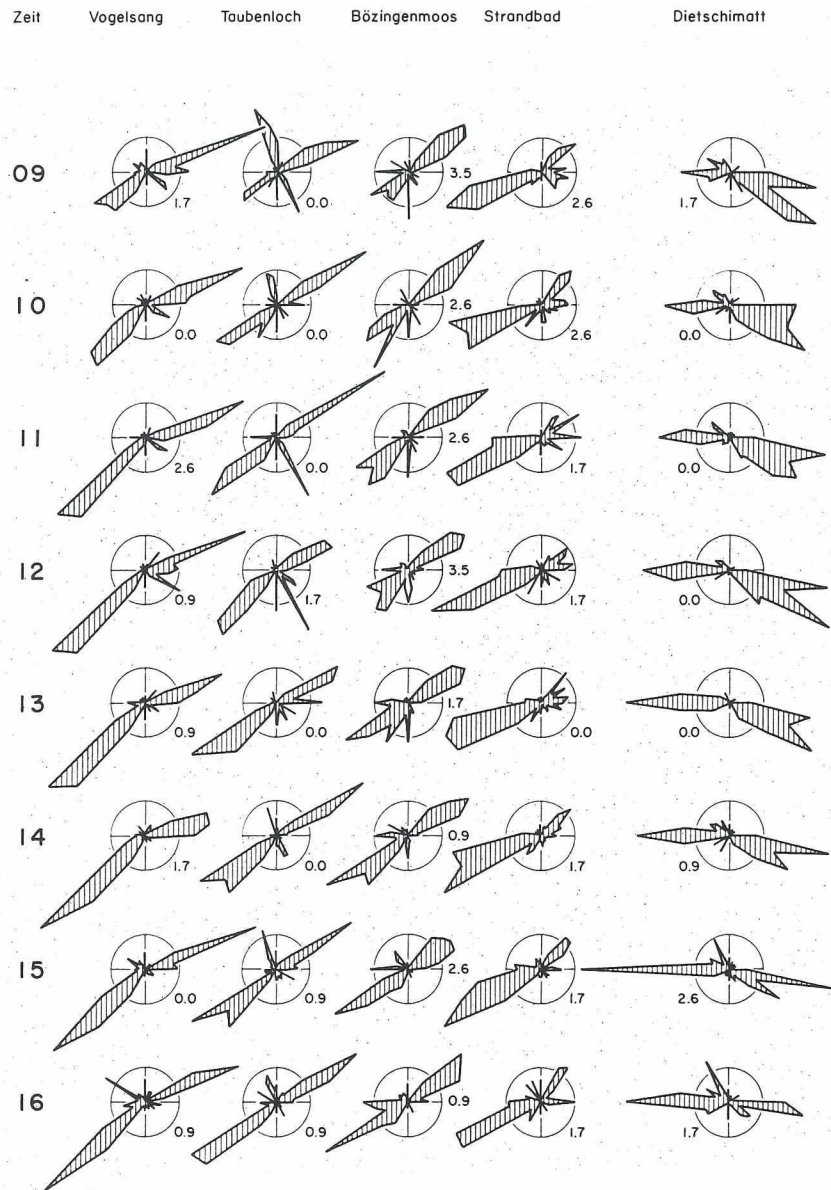


Fig. 3.3. Stundenwindrosen für die Zeit von 09 bis 16 Uhr (November 1980 – April 1981). Calmen sind in Prozenten angegeben.

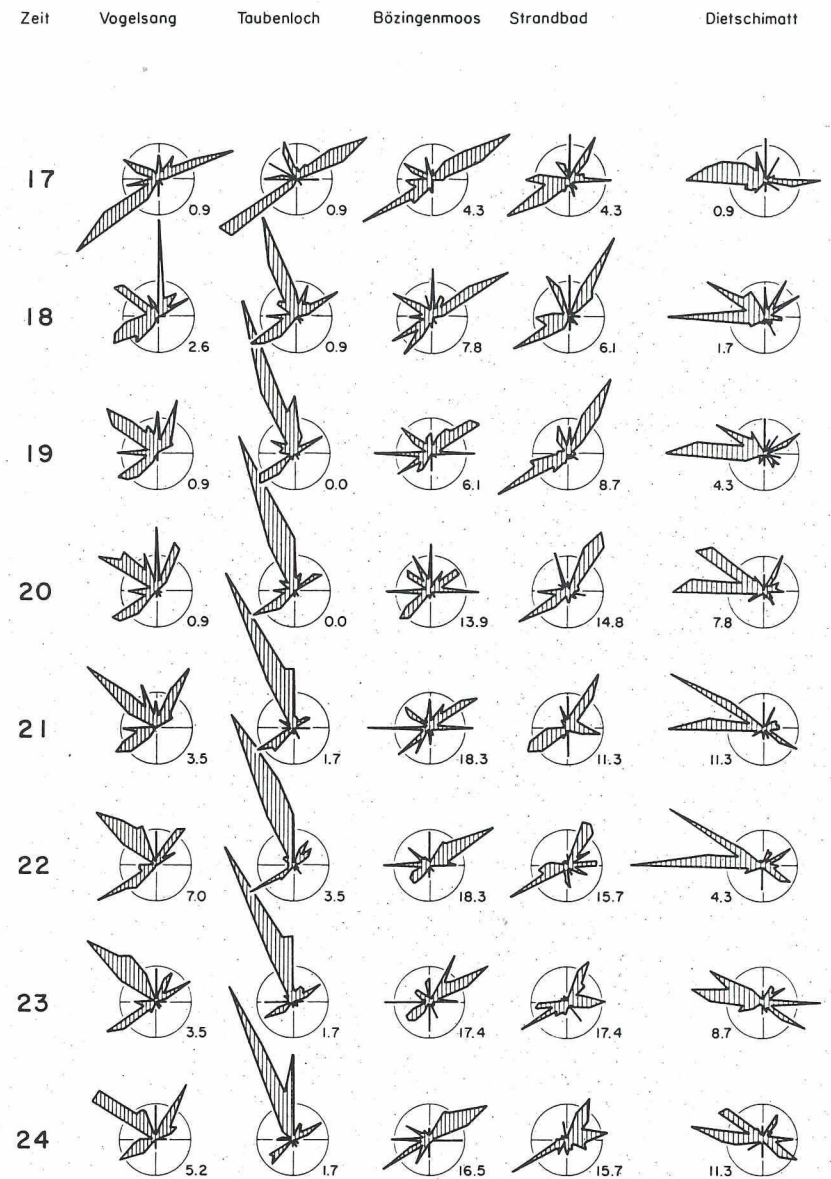


Fig. 3.4. Stundenwindrosen für die Zeit von 17 bis 24 Uhr (November 1980 – April 1981). Calmen sind in Prozenten angegeben.

Beide Stationen zeigen während der Nacht einen ausgesprochen hohen Anteil von Winden aus Richtung NW bis NNW. Von Ausnahmen abgesehen handelt es sich dabei um nächtliche Hangabwinde und um den Kaltluftabfluss aus dem St. Immortal (Jura). Letzterer dauert am Morgen häufig 1 bis 2 Stunden länger an als die Hangabwinde, was sich durch das grössere Einzugsgebiet erklären lässt. Dieses ist zusätzlich verantwortlich dafür, dass sich der «Taubenlöchler» auch dann noch am Boden durchzusetzen vermag, wenn bei VOGELSANG die Hangabwinde bereits unterbunden und durch die Strömung im Mittelland abgelöst worden sind. Der grössere Anteil an nächtlichen SW und NE Winden bei VOGELSANG zeugt von diesem Sachverhalt. Abgesehen von der Zeit zwischen 9 und 12 Uhr treten Winde aus dem Sektor SE sehr selten auf. Dies ist ein starkes Indiz dafür, dass es sich bei VOGELSANG um Hangaufwinde, beim TAUBENLOCH um Talwinde handelt, die in Bodennähe äusserst schwach sind. Bei TAUBENLOCH schwanken die Windgeschwindigkeiten zwischen 0.8 und 1.5 m/s. Am Hang liegen sie generell unter 1 m/s. Da das Mittelland im Winterhalbjahr vielfach unter einer Hochnebeldecke liegt, welche die Ausbildung von Hangaufwinden unterdrückt, ist der relative Anteil von Hangaufwinden kleiner als der Talwindanteil am Taubenlochausgang.

Gegenüber dem Mittelland weist das St. Immortal allgemein weniger Nebel auf (Wanner und Kunz 1983). Demzufolge steigt die Anzahl Tage mit Thermik und der Ausbildung eines Talwindsystems an. Verschiedentlich wurde beobachtet, dass an der Mündung von Gebirgstälern in das Vorland der nächtliche Kaltluftabfluss stärker ausgebildet ist als der Sog des Talwindes während dem Tag (Pamperin und Stilke 1985, Ulbricht und Stilke 1986). Gleiches scheint sich auch am Taubenlochausgang abzuspielen. Während bei Schönwetterlagen im St. Immortal tagsüber ein deutlicher Talwind weht, herrscht auf Dachniveau über Bözingen fast ausschliesslich die Strömung des Mittellandes vor (Südwest- oder Nordostwinde).

Zwischen 17 und 18 Uhr setzt anschliessend mit grosser Regelmässigkeit der Kaltluftabfluss durch das Taubenloch ein. Das Relief bedingt eine starke Kanalisierung dieses Nachtwindes.

Im Gegensatz zu den Messstellen am Hang weisen die Talstationen einen deutlich höheren Anteil an Calmen auf. Bei den vorliegenden Auswertungen bedeutet dies absolute Windstille. Am ausgeprägtesten ist der Calmenanteil im Bözingenmoos, wo zwischen Mitternacht und den frühen Morgenstunden durchschnittlich an jedem 5. Tag Windstille herrscht. Dies

hängt mit der Bildung von seichten, aber kräftigen Bodeninversionen zusammen, die zu einem Stagnieren der bodennahen Luft führen.

Weiter fällt auf, dass im Bözingenmoos während der Nacht sehr häufig eine Nordostströmung auftritt. Zum Teil setzt sich diese aus einem Ast der mittelländischen Bise zusammen. Zum Teil dürfte es sich aber um eine regionale bis lokale Strömung handeln, deren Antrieb nicht endgültig geklärt ist. Verschiedene Faktoren spielen eine Rolle, die nicht in jedem Einzelfall mit derselben Gewichtung in Erscheinung treten.

Die Nordostströmung setzt wahrscheinlich in vielen Fällen dadurch ein, dass die bodennahe Kaltluft wegen ihrer zunehmenden vertikalen Erstreckung aus einem stabilen Gleichgewicht gerät und surgeartig gegen die Stadt fliesst. Ob sie dabei bis zur Champagne oder noch weiter vorstossen kann, hängt von der Temperaturdifferenz zum Taubenlochwind und dessen Austrittsgeschwindigkeit ab. Ist letzterer wärmer als die Luft aus dem Bözingenmoos, wird er angehoben. Ist der «Taubenlöchler» kälter, so wird die Nordostströmung gestaut und bei ausreichender Mächtigkeit in die Dieteschmatt umgelenkt (vgl. Fig. 3.1.).

Die Nordostströmung im Bözingenmoos kann aber auch durch katabatische Hangwinde ausgelöst werden, die einen Impuls auf die bodennahe Luft ausüben und diese teilweise verdrängen. Der Büttenberg verhindert aber, dass sie ins Seeland ausweichen kann, so dass einzig ein laterales Ausfliessen möglich ist. Vielfach dürften die Hangabwinde in Kombination mit der vertikalen Erstreckung der Kaltluft ein Ausfliessen nach SW induzieren. Denkbar ist auch, dass interne Schwerewellen im Kaltluftkörper zusammen mit den erwähnten Faktoren die Kaltluft zum Ausfliessen anregen können.

Im Gegensatz zu den Nordostströmungen sind nächtliche Südwestwinde im Bözingenmoos immer an einen grossräumigen Druckgradienten gebunden. Tagsüber herrschen meistens die selben Windrichtungen vor wie über der westlichen Stadt und am Jurahang. Gelegentliche Ausnahmen davon bilden schwache Nordostwinde, die sich aber regelmässig über der Stadt in einer Windscherung verlieren.

Aehnlich wie bei BOEZINGENMOOS tritt auch im Südwesten der Stadt an der Station STRANDBAD nachts häufig Windstille auf. Im Gegensatz zu den besprochenen Stationen zeigt STRANDBAD nebst den Südwest- und Nordostwinden auch Strömungen aus Richtung Südost. Diese Strömung kann eine schwache, um das Längholz gelenkte Bise sein.

Sie kann aber auch durch das Eindringen von bodennaher Kaltluft aus dem Seeland zustande kommen. Tagsüber dominieren bei STRANDBAD Südwestwinde, die ohne nennenswerte Bodenreibung über die offene Seefläche auf die Stadt treffen.

Die Station DIETSCHIMATT liegt am Ende eines WNW-ESE-Profiles quer zum Jura (vgl. Fig. 3.1.). Es erstaunt deshalb nicht, dass sich die Richtungsverteilung der Bodenwinde von derjenigen der bisher besprochenen Stationen deutlich unterscheidet. Die Winde werden auf einer West-Ost-Achse kanalisiert. Trotzdem lässt sich auch an dieser Station ein Tagesgang der Strömung beobachten. Ab 17 Uhr zeigt DIETSCHIMATT sowohl einen West- als auch einen Nordwestast in den Windrosen. Der Nordwestast verschwindet tagsüber vollends und es liegt deshalb nahe, diese Strömung dem nächtlichen Taubenlochausfluss zuzurechnen. Es ist bezeichnend, dass die Nordwestströmung ihre deutlichste Ausprägung in der ersten und anfangs zweiter Nachthälfte hat. In derselben Zeit zeigen STRANDBAD und BOEZINGENMOOS einen höheren Anteil an Calmen als die DIETSCHIMATT, welche ebenfalls in einer Mulde liegt. Dieser Anteil kann nur deshalb kleiner ausfallen, weil durch eine ausreichende mechanische Turbulenz genügend Bewegungsenergie bis ins Bodenniveau übertragen wird. Die Strömung kommt deshalb nicht vollständig zum Erliegen.

In der zweiten Nachthälfte verstärkt sich der Südost-Ast parallel zum Abflauen der Nordwestströmung. An durchschnittlich jedem zweiten Tag beginnt ab 5 Uhr morgens das Einströmen von Luft aus dem Seeland durch die Senke der Dietschimatt. Im Verlauf des Morgens gewinnt diese Strömung zusehends an Bedeutung, bis gegen 13 Uhr eine ausgeglichene Verteilung zwischen Ost- und Westwinden eintritt. Zwei Gründe sind für diese Richtungsverteilung verantwortlich: zum einen baut sich bei wolkenarmem Himmel im Seeland eine seichte Kaltluftschicht auf, die in der zweiten Nachthälfte surgeartig gegen den Jurasüdfuss und das nordöstliche Stadtgebiet strömt, ähnlich wie dies auch im Bözingenmoos geschieht. Zum andern wird im Verlauf des Morgens die Bodeninversion abgebaut, und die Bise im Mittelland strömt aus Osten über die Dietschimatt gegen die Stadt. Der Inversionsabbau wird durch die mechanische Turbulenz innerhalb der Bise beschleunigt und kann bereits vor Sonnenaufgang einsetzen. Beide Effekte zusammen ergeben den ausgeprägten Südost-Ast in den DIETSCHIMATT-Windrosen.

3.3.2. Lokale Strömungs-Schichtungslagen

In Kapitel 3.2.3. wurde über die Methode berichtet, mit der den Stationen am Jurasüdfuss ein typischer Tagesgang der Strömung zugeordnet werden kann. Strömungs-Schichtungslagen, die an mehr als 5 Tagen beobachtet wurden, sind in Tabelle 3.3. zusammengestellt. Daraus wird Lage 4.1 exemplarisch herausgegriffen und nachfolgend besprochen. Sie wurde am häufigsten beobachtet und zeigt wie alle Lagen der Gruppe 4 einen ausgesprochenen Tagesgang der Temperaturschichtung (Nacht stabil, Tag indifferent bis instabil). Direkt mit diesem Tagesgang verbunden ist die Ausprägung des lokalen Windfeldes.

Am Morgen klingen die Hangabwinde bei VOGELSANG stetig ab, während der «Taubenlöchler» bis gegen 7 Uhr andauert. Zur Zeit des Wechsels auf das Tageswindfeld herrscht im nordöstlichen Stadtgebiet Windstille. Anschliessend setzt Südwestwind ein mit einem Geschwindigkeitsmaximum zur Zeit der höchsten Temperatur.

Bereits um 17 Uhr erfolgt der Wechsel auf das Nachtwindfeld. Dabei ist interessant zu beobachten, dass die Windgeschwindigkeiten nicht auf die kleinen Werte vom Morgen zurückfallen und die Umstellung bei annähernd neutraler Schichtung erfolgt. Filliger und Rickli (1986) konnten am Beispiel von Messungen in Leissigen zeigen, dass Hangabwinde bereits bei einer positiven Strahlungsbilanz von 150 W/m^2 auftreten. Das Geschwindigkeitsmaximum der Hangabwinde liegt zwischen 18 und 20 Uhr und damit 3 Stunden vor jenem des «Taubenlöchlers». Messungen im Sommer 1986 haben ergeben, dass in Bözingen die Hangabwindschicht bis maximal 70 Meter mächtig sein kann (Schüpbach und Wanner 1987).

Lage 4.1 zeigt beim Taubenlochwind zwei Geschwindigkeitsmaxima, eines vor und eines nach Mitternacht. Diese lassen sich häufig beobachten, können aber nicht statistisch signifikant nachgewiesen werden. Atkinson (1981) weist auf ein Pulsieren von Kaltluftabflüssen hin. Wegen der adiabatischen Erwärmung verringert sich der Druckunterschied im Verlauf der Nacht. Die fortschreitende Abkühlung überwiegt aber diesen Effekt, so dass es zu einem erneuten Anstieg der Windgeschwindigkeiten kommt. Es scheint, dass dies auch beim Taubenlochwind beobachtet werden kann.

Wird über Daten von Feldexperimenten mit einer guten räumlichen Auflösung verfügt, so können die zur Klassifikation der Strömungs-Schichtungslagen herbeigezogenen Punktmessungen auf Figur 3.5. in den

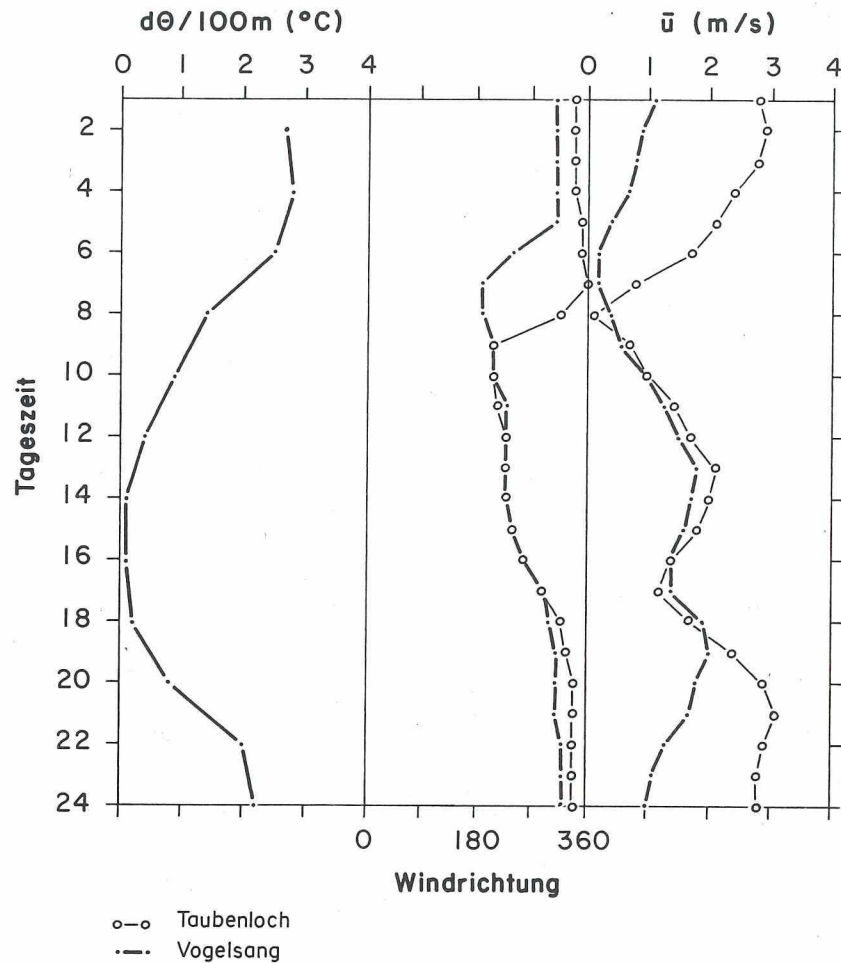


Fig. 3.5. Strömungs-Schichtungslage 4.1: Tagesgang der wichtigen Ausbreitungsgrößen Windrichtung, Windgeschwindigkeit und Temperaturschichtung.

Raum gesetzt werden. Figur 3.6. zeigt die entsprechende Darstellung der gleichen Lage 4.1. (sommerliche Hochdrucklage ohne markante Bewölkung). Folgende Prozesse lassen sich auf den dreidimensionalen Darstellungen der drei Tagesabschnitte ausmachen:

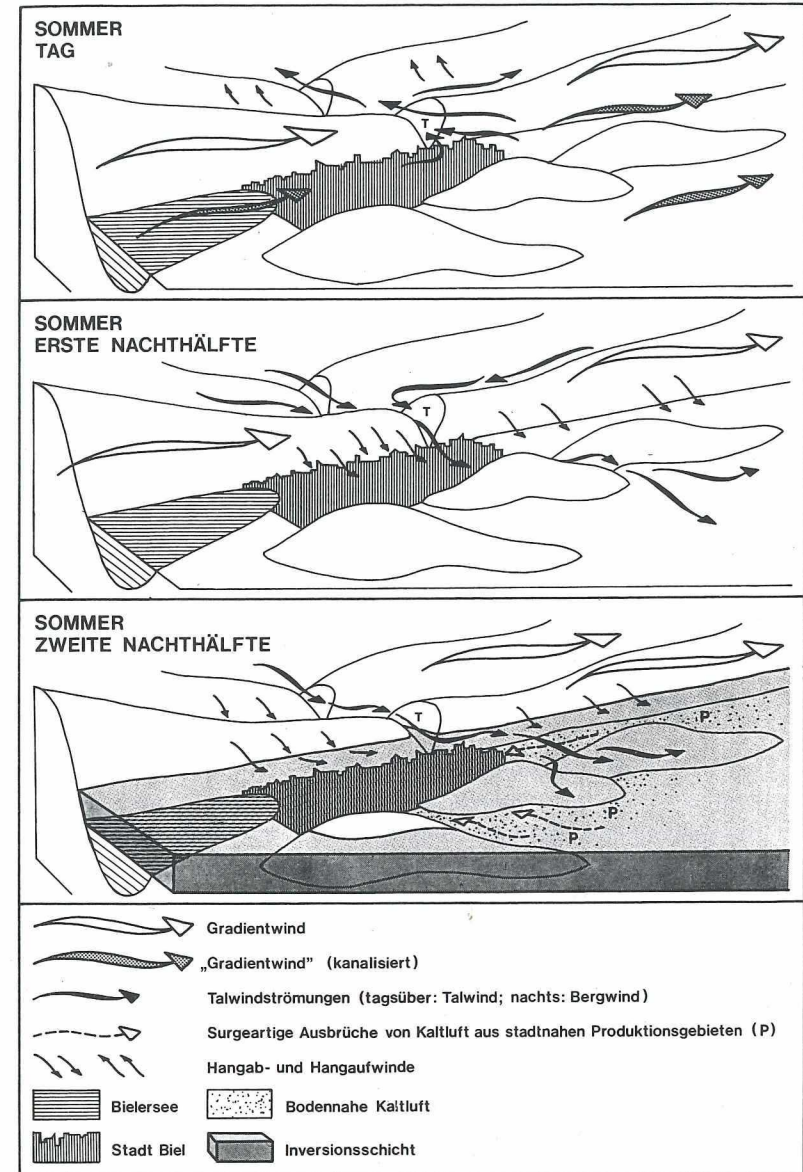


Fig. 3.6. Dreidimensionale Darstellung des Tagesgangs der Strömungs – Schichtungsdynamik bei sommerlicher Hochdrucklage.

Tag

Tagsüber bildet sich unterhalb der Subsidenzinversion (auf Fig. 3.6. nicht sichtbar) eine oft bis 1,8 km mächtige konvektive Grenzschicht aus. Wenn die Inversion schwach ausgebildet ist und der Impulsfluss somit nicht stark beeinträchtigt wird, setzen sich die Westwinde oft bis in diese Grenzschicht durch und werden in Bodennähe durch Relief und Bodenbedeckung zunehmend modifiziert. In den Klusen der Juraketten und in den Juratälern setzen Talwinde ein, vor allem an den Südhängen des Juras bilden sich seichte Hangaufwinde.

Erste Nachthälfte

Durch die zunehmende Ausstrahlung und Stabilisierung der Grenzschicht wird der Fluss von Impuls von oben (Westströmung) langsam eingeschränkt und die synoptische Strömung von der stabilen, nächtlichen Grenzschicht abgekoppelt. An den Hängen und in den Tälern setzen seichte, katabatische Winde ein (Hangwinde, Bergwinde). Der kalte Strom aus dem Taubenloch (T) kann aufgrund der grossen Temperaturdifferenz bis zum Talboden des Mittellandes durchdringen.

Zweite Nachthälfte

Die Abkoppelung der Gradientwinde hat sich eher noch verstärkt. Die bodennahe, stabile Kaltluftschicht ist stark angewachsen. Erreicht diese Kaltluft ungefähr die Höhe der vorgelagerten Sandsteinhügel, so schwappt sie aus ihrem Produktionsgebiet (P) als Dichtestrom Richtung Stadtgebiet und schiebt sich unter die Berg- und Hangabwinde. Sogar die Taubenlochströmung gleitet nun auf das «Kaltluftkissen» des Mittellandes auf, und vielerorts werden drei übereinander liegende Strömungssysteme sichtbar: lokale Kaltluftausbrüche in Bodennähe, Berg- und Talwinde des Juras in der Mitte und Gradientwinde oberhalb.

Im Zusammenhang mit lufthygienischen Fragestellungen interessieren vor allem austauscharme Wetterlagen wie die soeben gezeigte. Darunter versteht man Lagen, bei denen die ausgestossenen Schadstoffe vergleichsweise langsam verdünnt werden. Ganz allgemein gehören windschwache

Situationen dazu mit geringer mechanischer Turbulenz und erhöhter Neigung zu stabiler Temperaturschichtung.

Erfahrungsgemäss ist es schwierig, wenn nicht unmöglich, Wetterlagenklassifikationen, die auf synoptischen Grundlagen beruhen, für die Charakterisierung lokaler Strömungsverhältnisse zu verwenden. Verantwortlich dafür ist die einheitliche Gewichtung der einbezogenen Variablen in unterschiedlichen Scale-Bereichen. Deshalb wurde in Biel versucht, lokale ausbreitungsbezogene Strömungslagen aufgrund der erhobenen Meteodaten zu definieren.

Da in Biel mit WOELFLE Windmessern gearbeitet wurde, fehlt ein direkter Bezug zu den Ausbreitungsparametern σ_y und σ_z , und der Entscheidung, ob eine Strömungs-Schichtungslage austauscharm sei oder nicht, muss indirekt über die horizontale Windgeschwindigkeit abgeleitet werden. Setzt man dabei eine obere Grenze bei 2 m/s und legt zudem fest, dass im Verlauf von 24 Stunden während höchstens 4 Stunden höhere Geschwindigkeiten auftreten dürfen, müssen folgende vier Lagen als austauscharm bezeichnet werden:

Lage 4.1 (Sommer 434 / 434, 37 Tage)

Lage 4.3 (Winter 334 / 434, 16 Tage)

Lage 4.4 (Winter 434 / 434, 11 Tage)

Lage 4.7 (Winter 333 / 434, 6 Tage)

Allesamt gehören sie zur vierten Gruppe der Strömungs-Schichtungslagen mit grösstenteils stabiler Temperaturschichtung und mit Ausnahme von Lage 4.1 fallen alle ins Winterhalbjahr. Wieweit das Auswahlkriterium für diese häufigste Lage zweckmässig ist, bleibt offen, da im Sommer die thermische Turbulenz (Konvektion) mässig bis stark ist und auch bei kleinen horizontalen Windgeschwindigkeiten zu einer guten Durchmischung der bodennahen Atmosphäre führt.

Bei den drei anderen Lagen fällt auf, dass tagsüber immer Südwestwinde auftreten und Nordostströmungen fehlen. Dies deutet darauf hin, dass bei Bise vielfach höhere Windgeschwindigkeiten herrschen, die zu einer besseren Durchmischung führen.

Die in Tabelle 3.3. dargestellten Strömungs-Schichtungslagen beschreiben rund die Hälfte der Beobachtungstage. Dafür verantwortlich sind unter anderem die restriktiven Auswahlkriterien, nach denen ein Tag nur dann zur Auswertung zugelassen wurde, wenn während 24 Stunden an

keiner der verwendeten Stationen fehlende Werte auftraten (Wind und Temperatur). Es ist anzunehmen, dass ein Datenkollektiv von 5 oder 10 Jahren eine schärfere Trennung der einzelnen Lagen ermöglichen würde und weitere Lagen als austauschbar bezeichnet werden müssten, die jetzt wegen zu kleinem Datenumfang ausser Betracht fallen.

3.3.3. Feldexperimente und Messkampagnen

Eine *erste Messkampagne* wurde bereits zu Beginn der Bieler Studie im *Dezember 1980* durchgeführt. Sie erfolgte während einer Hochdrucklage, verbunden mit Hochnebel über dem Mittelland und Temperaturen zwischen -10 und -5 °C. Zu den wichtigsten Resultaten zählen die Dokumentation des Kaltluftbereichs am Taubenlochausgang (der Jura lag ausserhalb des Hochnebels), die Beobachtung schwacher Hangaufwinde trotz Nebel und die äusserst starke Inversion am Jurasüdfuss (Wanner et al. 1982).

Zwei Jahre später erfolgte ebenfalls im *Dezember eine Messkampagne* während eines kurzlebigen Hochdruckausläufers. Die interessanteste Beobachtung während dieser Kampagne betraf den Aufbau einer Kaltluftschicht im Bözingenmoss und deren surgeartiges Ausfliessen in den östlichen Stadtraum trotz mässigem Südwestwind. Dadurch konnte mit Messdaten belegt werden, was bereits früher anhand von Zeitrafferfilmen vermutet wurde.

Auch das *dritte Feldexperiment* im *Juni 1983* kam zeitlich in den Zwischenhocheinfluss nach einem Kaltfrontdurchgang zu liegen. Es lieferte vor allem Daten über die konvektive Grenzschicht und ermöglichte durch den Einsatz von Constant Level Balloons (CLB) Einblick in den Tagesgang von Luftpaket-Trajektorien (Wanner und Rickli 1983).

Dieser Kampagne folgten *Temperaturmessfahrten* zur Zeit der maximalen Erwärmung im *Juni und Juli 1983* zwecks Dokumentation der horizontalen Temperaturverteilung. Wider Erwarten bildete sich am Taubenlochausgang kein Kaltluftgebiet, sondern nur im Bereich der umliegenden Senken des Seelandes. Die Figur 3.7. zeigt je eine Abend- und Morgensituation. Der thermische Unterschied zwischen Stadt und Umland ist in der Zeit vor Mitternacht am grössten (Wanner 1983). Es wäre jedoch falsch, sich aufgrund der gemessenen Temperaturdifferenz von 7 K eine Wärmeinsel gros-

sen Ausmasses vorzustellen. Aufgrund einfacher Annahmen lässt sich die vertikale Ausdehnung eines möglichen «Wärmedoms» abschätzen (Gassmann 1983). Man erhält maximale Werte von 30–40 Meter. In Biel wehen zu dieser Zeit Hangaufwinde mit Geschwindigkeiten zwischen 3 und 5 m/s, so dass eine Wärmeinsel spätestens auf Dachhöhe gekappt wird. Bleibt der Schluss, dass die Temperaturunterschiede zwar vorhanden sind, sich aber nur auf die bodennächste Luftschicht beziehen. Hinzu kommt, dass der Einfluss der Feuchtigkeit unberücksichtigt blieb. Dichteunterschiede aufgrund sensibler Wärme können durch höhere Feuchtegehalte wieder ausgeglichen werden.

Die *vierte Messkampagne* wurde im Rahmen eines Feldstudienlagers im September 1985 durchgeführt und dauerte mehrere Tage. Das Konzept dieses Feldexperiments basierte auf dem gesamten erworbenen Vorwissen und hatte primär zum Ziel, Beobachtungen am physikalischen Modell im Feld zu verifizieren. Deshalb soll diese Kampagne nun etwas ausführlicher besprochen werden.

Feldexperiment «Taubenlochwind» vom 23.–26.09.1985

Resultate aus den Versuchen auf dem physikalischen Modell im Massstab 1/25'000 an der EPF Lausanne deuteten darauf hin, dass am Taubenlochausgang nicht das gesamte Kaltluftvolumen des St. Immertals zum Abfluss gelangt (Hertig et al. 1984). Ein Teil des Luftvolumens zweigte bereits bei Sonceboz ins Birstal ab, ein zweiter Teil überströmte auf dem Modell den Geländerücken von Plagne und mündete erst bei Pieterlen ins Mittelland (vgl. Fig. 3.8.). Dieser Strömungsast, der wahrscheinlich erst in der zweiten Nachthälfte wirksam wird, könnte auch durch das Modellrelief induziert worden sein. Im Rahmen eines Feldstudienlagers in Biel wurde in der Nacht vom 23. auf den 24. September 1985 eine Messkampagne mit dem Ziel durchgeführt, Felddaten und -beobachtungen zu erheben, um die Modellresultate zu verifizieren. Dazu wurden auf der Anhöhe von Plagne und auf der Pierre Pertuis an fixen Messstellen halbstündlich Temperatur und Feuchte in 2 m über Grund gemessen. Die Resultate sind in den Figuren 3.9. und 3.10. dargestellt und werden anschliessend besprochen. Gleichzeitig zu diesen Messungen wurden entlang der Talachse zwischen Sonceboz und Bözingen an mehreren Stellen Fesselballonaufstiege durchgeführt, um die Veränderung der thermischen Struktur im St. Immortal festzuhalten. In

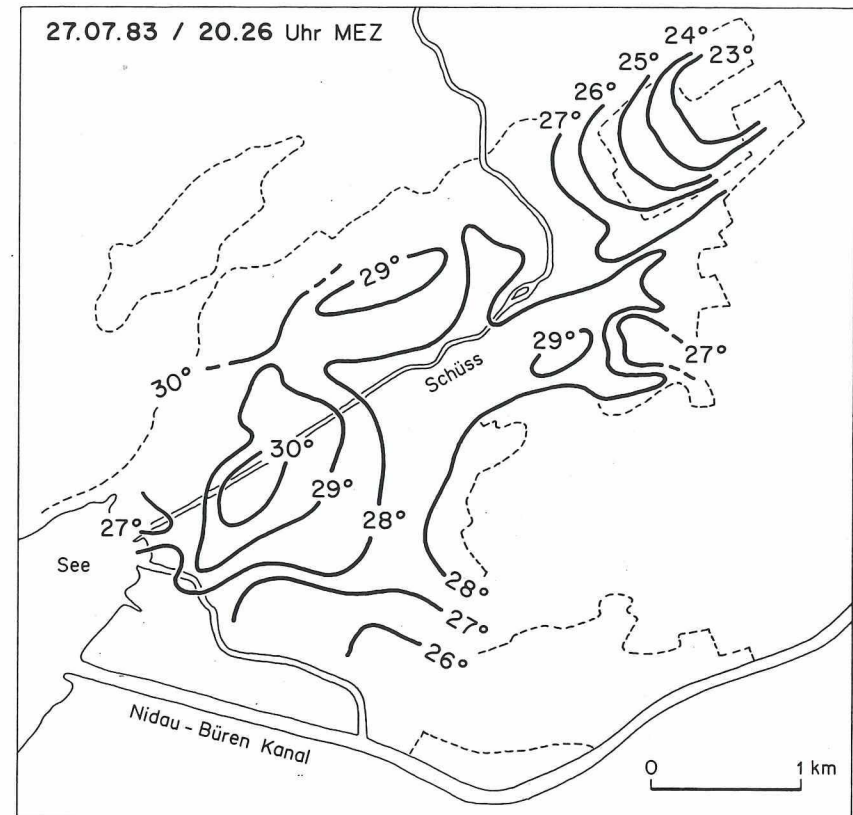
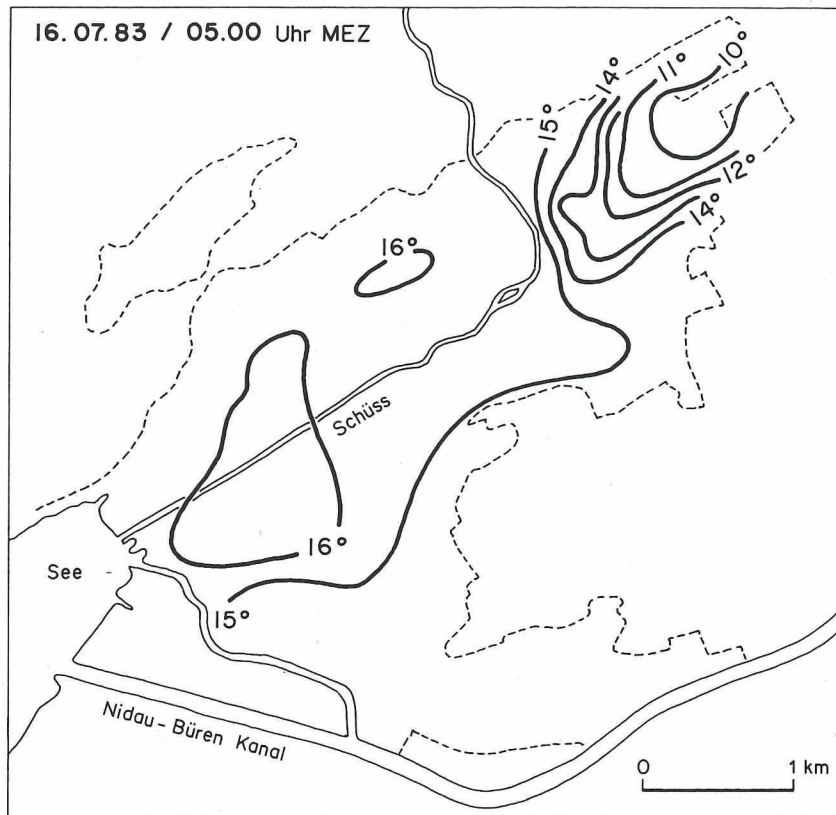
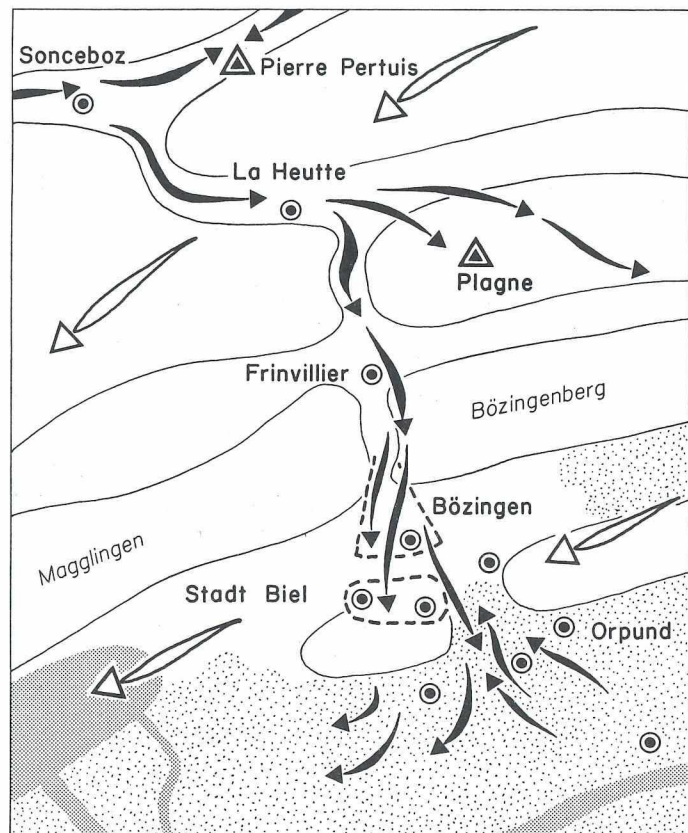


Fig. 3.7. Horizontales Temperaturfeld in Biel am Morgen und am Abend bei sommerlichen Hochdrucklagen. Das Hauptsiedlungsgebiet ist mit einer unterbrochenen Linie umfahren. Die Isothermen sind mit ausgezogenen Linien bezeichnet.

den darauffolgenden zwei Nächten wurde mittels weiterer Fesselballonsondierungen der Frage nachgegangen, wie das Delta des Taubenlochwinds aussieht und wie sich dieser über der Bodeninversion des Seelands einschichtet. Die gewählten Messstandorte sind in Figur 3.8. eingezeichnet.

Der Start der Messkampagne fiel mit einer für die Ausbildung von Lokalwindssystemen förderlichen Wetterlage zusammen. Zwischen dem 23. und dem 26. September 1985 erstreckte sich ein Ausläufer des Azorenhochs nach Mitteleuropa. Sein Kern reichte am 23. September von den Pyrenäen

bis zu den Alpen. In den folgenden Tagen wanderte das Zentrum über Mitteleuropa zum Golf von Tarent. Am Boden wurde die Druckverteilung sehr flach. Zwischen dem 23. und dem 25. September verlagerte sich eine Kaltfront von Nordfrankreich nach Ungarn. Ihr Durchgang zeichnete sich in der Schweiz lediglich durch einen Rückgang der Temperatur in der Höhe ab. Am 25. September setzte Bise ein. Während der gesamten Messperiode bestand im Mittelland eine kräftige Inversion mit einer Obergrenze zwischen 1000 und 1200 m ü.M.. Tagsüber vermochten Thermik und mecha-










-  Taubenlochwind oder Gegenströmung aus dem Seeland (SE - Winde bei Orpund)
-  Bise
-  Deltabereich des Taubenlochwindes am Boden nachweisbar
-  bodennahe Kaltluft im Seeland und im Bözingenmoos
-  Gewässer (Bielersee, Nidau - Büren Kanal)
-  Standorte des mobilen SONDERSYSTEMS (Wind, Temperatur)
-  stationäre SONDERSYSTEME (Wind)

Fig. 3.8. Sondierstandorte während dem Taubenlochwind-Feldexperiment vom 23./24.09.1985 und beobachtetes Stromfeld in Bodennähe.

nische Turbulenz die Inversion lediglich bis in Höhen zwischen 800 und 900 m ü.M. abzubauen.

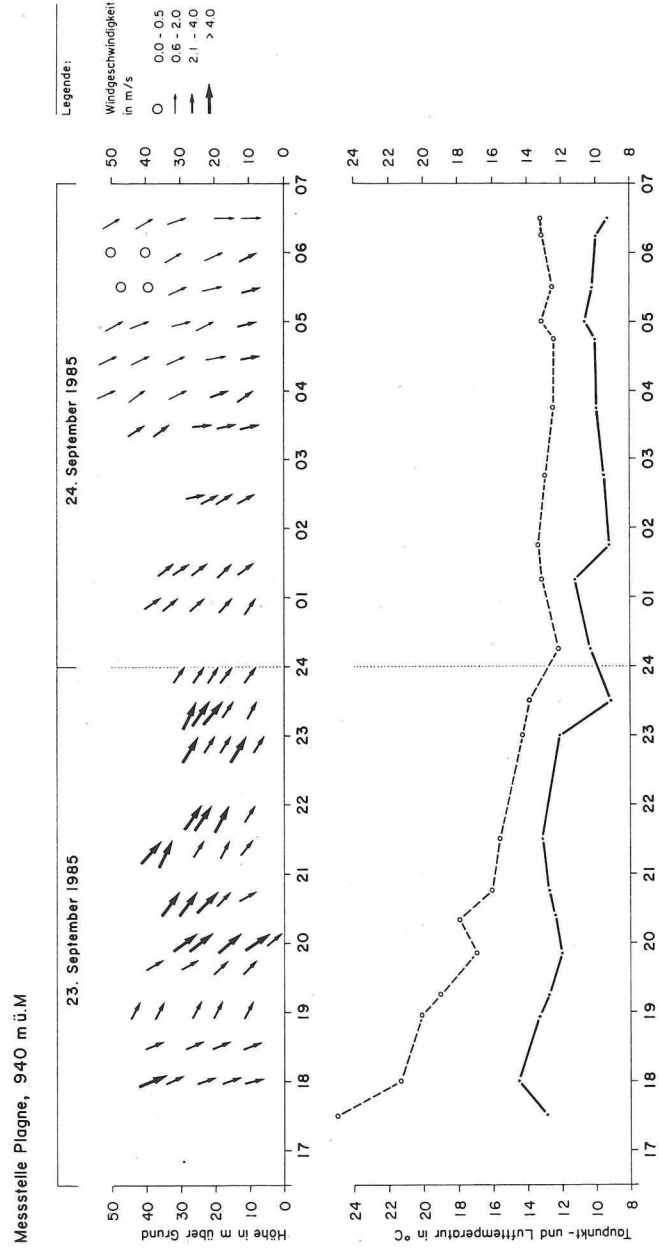
Zunächst sollen die Resultate der Messstellen Plagne und Pierre Pertuis besprochen werden (vgl. Figuren 3.9. und 3.10.).

Bei Plagne wehten die Winde in der ersten Nachthälfte aus nordwestlicher Richtung und wiesen oberhalb von 20 m über Grund Geschwindigkeiten von mehr als 4 m/s auf. Die Strömung flaute gegen Mitternacht ab und um 02.30 Uhr war eine Winddrehung auf Nord zu verzeichnen. Die Nordwinde dauerten die ganze zweite Nachthälfte über an, flauten aber gegen Morgen zusehends ab. Einzig in Bodennähe schwankten die Geschwindigkeiten zwischen 2 und 4 m/s. Möglicherweise war dies ein Effekt der bodennahen Strömungskonvergenz beim Ueberfließen der Krete.

Plagne reichte in den Bereich einer Windscherung hinein und deshalb ist nicht sofort ersichtlich, ob die Nordwestströmung als aus dem St. Immortal abfließende Luft angesprochen werden soll oder ob es sich um die synoptische Strömung handelte. Die Mitternachtssondierung von Payerne zeigte unterhalb von 1000 m ü.M. Nordwestwinde und oberhalb eine Ostströmung, die sich bis auf 2000 m ü.M. erstreckte. Darüber wehten Nordwinde.

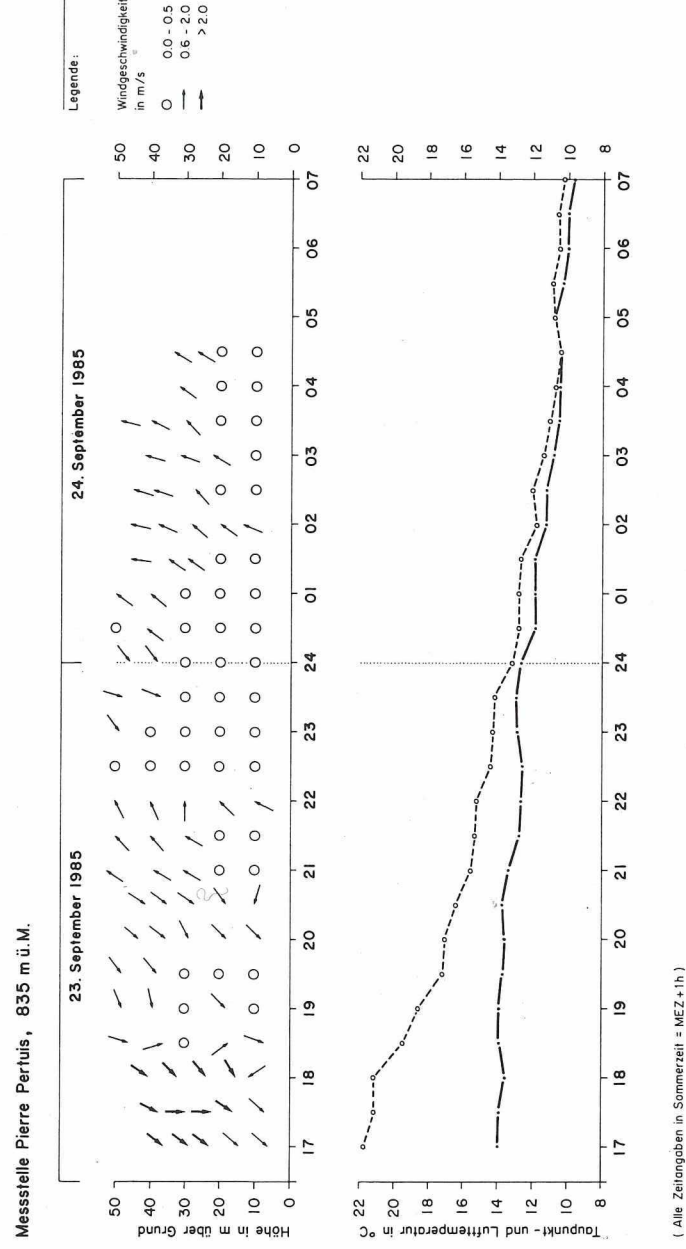
Wenn bei Plagne wirklich ein Ueberfließen beobachtet wurde, dann wäre anzunehmen, dass die Strömung auf der Pierre Pertuis stärker ausgebildet war. Andererseits lassen sich bei Plagne die Geschwindigkeitsprofile von 05.30 und 06.00 nur schwerlich mit einer synoptischen Strömung allein erklären, da wegen der Bodenrauigkeit die Geschwindigkeit mit der Höhe zunehmen müsste. Windstille oberhalb von 40 m über Grund ist dabei nicht zu erwarten. Interessant ist auch, dass bei Plagne die Lufttemperatur ab Mitternacht kaum sinkt. Die Messstelle weist durch ihren Standort auf der Geländekuppe einen maximalen Himmelssichtfaktor und damit eine maximale Ausstrahlung auf. Konstante Temperaturen in 2 m über Grund lassen sich deshalb nur durch Advektion oder ein Einmischen (Entrainment) von Luft aus der freien Atmosphäre erklären. Im vorliegenden Beispiel betrifft dies die Luft aus dem oberen Querschnitt des St. Immertals.

Somit kann ein Ueberströmen des Geländerückens von Plagne nicht von der Hand gewiesen werden, wäre aber durch ergänzende Messungen noch zu belegen. Im Gegensatz zu Plagne scheint beim Standort Pierre Pertuis ein Abfließen von Luft aus dem St. Immortal nachgewiesen worden zu sein. Am Abend des 23. Septembers wehten bis gegen 20.30 Uhr Nordostwinde



(Alle Zeitangaben in Sommerzeit = MEZ+1h)

Fig. 3.9. Wind- und Temperaturfeld an der Messstelle Plagne.



(Alle Zeitangaben in Sommerzeit = MEZ+1h)

Fig. 3.10. Wind- und Temperaturfeld an der Messstelle Pierre Pertuis.

über den Pass mit abnehmender Stärke. Diese Strömung dürfte sich am späteren Nachmittag aus dem Talwind im Vallée de Tavannes und einem umgelenkten Nordwestwind zusammengesetzt haben. Der westliche Ausläufer des Montoz wirkte dabei richtungsweisend. Um 21 Uhr drehte die Strömung oberhalb von 20 m über Grund auf Südwest. Da die Passhöhe in einer Waldlichtung liegt, kamen die Calmen in Bodennähe durch den Windschatten des Waldes zustande. Ueber der Waldlichtung herrschte während der ganzen zweiten Nachthälfte eine Süd- bis Südwestströmung.

Am Morgen des 24. Septembers lag zwischen St. Imier und Sonceboz eine Nebeldecke über dem Tal mit einer Obergrenze auf 800 m ü.M. Das Geländeengnis unterhalb von Sonceboz wurde wasserfallartig überströmt und der Nebel vermochte sich dabei aufzulösen. Das Becken von La Heutte blieb nebelfrei. Sondierungen und Nebelobergrenze zeigten, dass sich im oberen Becken des St. Immertals eine Bodeninversion aufbaute, die den Bergwind anhub. Dadurch wurde die ursprüngliche Höhendifferenz zwischen dem Talgrund und der Pierre Pertuis verringert und dem Bergwind das «Uberschwappen» ins Vallée de Tavannes erleichtert. Im Gegensatz zu Plagne sanken auf der Pierre Pertuis die Temperaturen in 2 m über Grund kontinuierlich.

In der Nacht vom 23. auf den 24. September wurden auf einem Längsprofil von Sonceboz ins Seeland zwei Messfahrten durchgeführt. Die eine fand in der ersten, die andere in der zweiten Nachthälfte statt. Ziel dieser Messfahrten war es, die Entwicklung und den räumlichen Verlauf des Taubenlochwindes besser zu verstehen und die gewonnenen Daten mit den Messungen von Plagne und der Pierre Pertuis zu vergleichen.

Mit dem System MINISOND des Geographischen Instituts wurden nacheinander Fesselballonaufstiege durchgeführt bei Sonceboz, La Heutte, Frinvillier, Bözingen und im Seeland bei Zilwil (vgl. Abb. 1.1. und Fig. 3.1.). Ein Vergleich der vor Mitternacht durchgeführten Sondierungen zeigt, dass sich an allen Standorten eine Bodeninversion aufbaute und die vertikale Temperaturverteilung sowohl in Sonceboz als auch am Taubenlochausgang ungefähr gleich blieb. Das bedeutet, dass der Bergwind über alle Talstufen hinweg bis auf den Boden hinunter reichte und dass das bodennahe Luftvolumen der Becken von La Heutte und Frinvillier durch die Taubenlochschlucht abfloss. Ab 21 Uhr setzte auch das Ueberfließen der Pierre Pertuis ein. Im Verlauf der zweiten Nachthälfte stagnierte in den einzelnen Talbecken die bodennahe Luft. Zwischen 50 und 100 Meter über

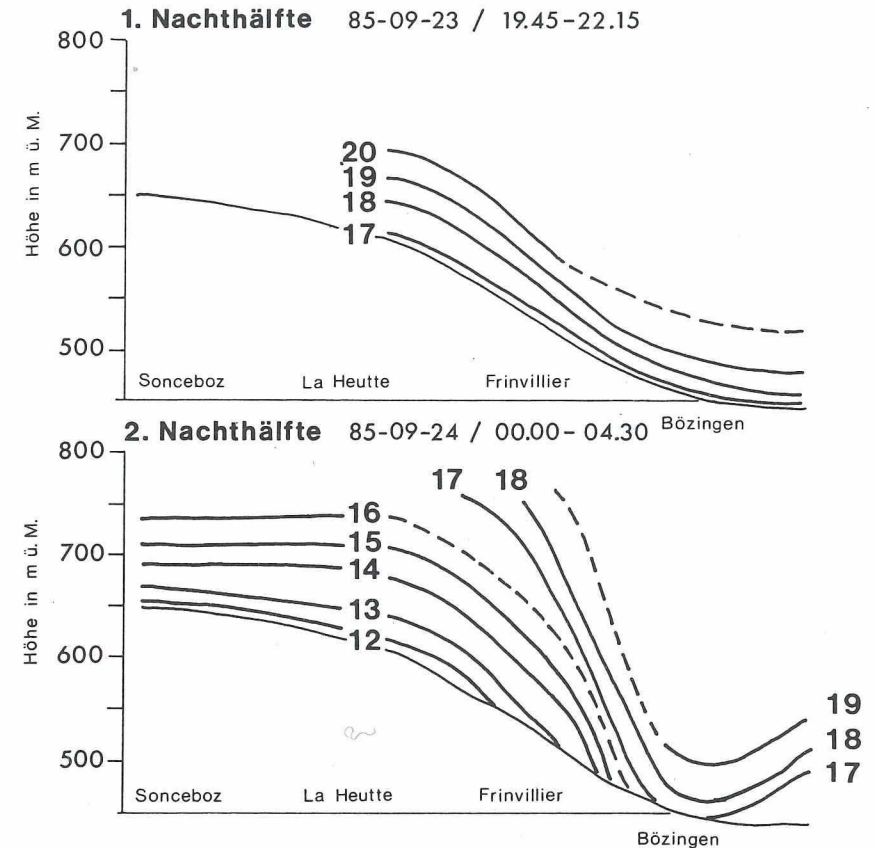


Fig. 3.11. Isentropendarstellung der Temperaturverhältnisse im unteren St. Immertal (23./24.09.1985). Die potentiellen Temperaturen beziehen sich auf die Höhe von Biel (430 m ü.M.) und sind in °C angegeben.

Grund herrschte Windstille. Oberhalb dieser Schicht wehte der Bergwind mit Geschwindigkeiten von mehr als 5 m/s. Am Taubenlochausgang wurden potentielle Temperaturen gemessen, die in den Becken von La Heutte und Frinvillier erst auf 150–200 Meter über Grund vorkamen. Das bedeutet, dass der Taubenlochwind zu dieser Zeit aus Luft bestand, die nicht mehr dem Talgrund folgte, sondern aus dem mittleren Talquerschnitt stammte. Die kalte Bodenluft blieb vollends in den engen Schluchtpartien stecken und gelangte erst im Verlaufe des Morgens zum Abfluss. Dies

kommt auch in der Auswertung der mittleren Windrichtungen zum Ausdruck. Hohe Windgeschwindigkeiten in der Nacht wurden tagsüber durch drei- bis viermal kleinere abgelöst. Vom 23. auf den 26. September 1985 wechselte die Tageswindrichtung auf Bise. Bei ihr ist der Tagesgang der Windgeschwindigkeiten am deutlichsten ausgebildet. Geht man von den in Kapitel 3.2. beschriebenen Strömungs-Schichtungslagen aus, so sind der 23. und der 24. September Typbeispiele für die Lage 4.1. Der 26. September gehört zu Lage 4.2.

Der Taubenlochwind erreichte sein Geschwindigkeitsmaximum um Mitternacht. Im Verlaufe der zweiten Nachthälfte flauten die Geschwindigkeiten wieder ab. Dafür sind drei Gründe verantwortlich:

1. Der Taubenlochwind trifft in Bözingen und Biel-Mett auf kältere, autochthone Luft des Mittellandes und verdrängt diese am Schluchtausgang, bevor er sich einschichtet.
2. Durch den Stau und die Stagnation von Kaltluft in der Schlucht und den vorgelagerten Talbecken wird der Querschnitt des Ueberlaufs breiter. Gleichzeitig verringert sich aber die vertikale Mächtigkeit des katabatischen Windes.
3. Die Abkühlungsrate ist in der ersten Nachthälfte am grössten und nimmt in der zweiten ab. Dies führt zu einer abgeschwächten Bildung von Kaltluft.

Es ist anzunehmen, dass alle drei Effekte gemeinsam zu den abnehmenden Windgeschwindigkeiten führten. Zudem sei darauf hingewiesen, dass dies nur für Wetterlagen zutrifft, bei denen sowohl das Mittelland als auch die Juratäler wolkenfrei sind und vom Bedeckungsgrad her keine Unterschiede auftreten.

3.4. Schlussfolgerungen

Die vorliegende Arbeit liefert der Raumplanung unterschiedliche Datengrundlagen. Einerseits werden mittelwertsklimatologische Daten, wie beispielsweise Windrosen dargestellt. Die Auswertungen beziehen sich auf die Zeit von 17 Monaten und weichen deshalb mit Sicherheit von einem 30-

jährigen klimatologischen Mittel ab, bieten dafür eine feinere räumliche Auflösung.

Im weiteren stehen dem Planer detaillierte Aussagen und Angaben über lokale Strömungsmuster zu Verfügung, die aufgrund nur einer Station nicht gemacht werden könnten. Die SMA-Station in der Stadtgärtnerei ist bereits zu weit vom Jurahang entfernt und liefert deshalb vom dortigen Windgeschehen keine relevanten Daten. Gleiches gilt für den Raum Bözingen. Weiter wurden auf dem physikalischen Modell Resultate erzielt, für die ein erheblicher Messaufwand notwendig gewesen wäre (z. B. Taubenlochwind). Die Stundenwertdatei von Wind- und Temperaturdaten liefert vor allem die Grundlage für Ausbreitungsrechnungen, wie sie beispielsweise von Filliger (1986; vgl. Kapitel 5) durchgeführt wurden. Zusammen mit dem Emissionskataster wurde so eine sehr feine Auflösung erreicht.

Literatur

- Atkinson, B.W., 1981: Meso-scale Atmospheric Circulations. Academic Press, London.
- Berlincourt, P., 1988: Les émissions atmosphériques de l'agglomération de Bienne. Geographica Bernensia G28, Bern.
- Bluethgen, J. und W. Weischet, 1980: Allgemeine Klimageographie. Berlin.
- Filliger, P., 1986: Die Ausbreitung von Luftschadstoffen – Modelle und ihre Anwendung in der Region Biel. Geographica Bernensia G14, Bern.
- Filliger, P. und B. Rickli, 1986: N8, Umfahrung Leissigen, Abluftbauwerk: Gutachten zur Ausbreitungsklimatologie, Schlussbericht. Geographisches Institut der Universität Bern.
- Gassmann, F., 1983: Stadtklima und chemische Verschmutzung. Das Klima, seine Veränderungen und Störungen. Jb. der Schw. Naturforschenden Ges., Basel, 112–119.
- Hanna, S.R., 1985: Air Quality Modeling over Short Distances. Handbook of Applied Meteorology, Wiley & Sons, New York, 712–743.
- Hertig, J.A., P. Liska und R. Rickli, 1984: Versuche auf dem Modell 1/25000 zur Durchlüftungssituation in der Region Biel. IENER Bericht Nr. 521.104, Lausanne.
- Liljequist, G.H. und K. Cihak, 1979: Allgemeine Meteorologie. Vieweg & Sohn, Braunschweig.
- Pamperin, H. und G. Stilke, 1985: Nächtliche Grenzschicht und LLJ im Alpenvorland nahe dem Inntalausgang. Meteorol. Rdsch. 38, 145–156.

- Rickli, R. und H. Wanner, 1983: Feldexperimente im Raume Biel – Datenkatalog. Informationen und Beiträge zur Klimaforschung 19, Geographisches Institut der Universität Bern.
- Rickli, R., 1988: Untersuchungen zum Ausbreitungsklima der Region Biel, Geographica Bernensia G32, Bern.
- Schüpbach, E. und H. Wanner, 1987: Feldexperiment zum photochemischen Smog in der Region Biel (Juli 1986) – Datenkatalog. Informationen und Beiträge zur Klimaforschung, Geographisches Institut der Universität Bern.
- TA-Luft'86, 1986: VDI Verlag, Düsseldorf.
- Ulbricht-Eissing, M. und G. Stilke, 1986: Zur Ausbildung besonderer Strukturen der nächtlichen Grenzschicht im Gebirgsvorland – eine vergleichende Studie. Meteorol. Rdsch. 39, 256–266.
- Vergeiner, I. and E. Dreiseitl, 1987: Valley Winds and Slope Winds – Observations and Elementary Thoughts. Meteorol. Atmos. Phys. 36, 264–286.
- Wanner, H., P. Berlincourt und R. Rickli, 1982: Klima und Lufthygiene der Region Biel – Gedanken und erste Resultate einer interdisziplinären Studie. Geogr. Helv. 37, 215–224.
- Wanner, H., 1983: Stadtklima und Stadtklimastudien in der Schweiz. Das Klima, seine Veränderungen und Störungen, Jb. der Schw. Naturforschenden Ges., Basel, 96–111.
- Wanner, H. und S. Kunz, 1983: Klimatologie der Nebel- und Kaltluftkörper im Schweizerischen Mittelland mit Hilfe von Wettersatellitenbildern. Arch. Met. Geoph. Biocl., Ser. B. 33, 31–56.
- Wanner, H., 1986: Die Grundstrukturen der städtischen Klimamodifikation und deren Bedeutung für die Raumplanung. Jahrb. der Geogr. Gesellschaft von Bern, Bd. 55/1983–1985, 67–84.

4. Immissionsbelastung

ROLF HERZIG UND EUGEN HAUSER

Summary

The city of Biel can be considered medium-sized by Swiss standards. Although numerous air pollution measurements have been made in Biel, the heterogeneous nature of the available data calls for careful interpretation.

During winter, when anticyclones persist for days or even weeks and air exchange is drastically reduced, concentrations of SO₂ and NO₂ in Biel are comparable to those in large Swiss cities. But comparisons of annual mean concentrations of SO₂ and NO₂, and especially of pollution measurements based on bioindication methods with tree-inhabiting lichens, show that Biel has slightly less air pollution over the long term than large cities. Nevertheless, the long-term limit for NO₂ set by the «Luftreinhalte-Verordnung des Bundes» (Swiss Clean Air Act) has been exceeded in recent years. The latest measurements made by the city also show that the short-term mean for ozone is exceeded in summer.

Accordingly, work has begun on a plan to reduce air pollution in Biel in accordance with the provisions of the Swiss Clean Air Act. The city will support this effort by conducting immission measurements using state-of-the-art technology.

Résumé

A Bienne, une ville moyenne si on la compare aux normes suisses, le nombre de données ayant trait à la pollution de l'air sont relativement nombreuses. Toutefois leur structure est très hétérogène et par conséquent, une interprétation requiert beaucoup de prudence.

Lors de situations climatiques hivernales à hautes pressions persistantes et mauvais échanges verticaux, les concentrations de dioxyde de soufre (SO₂) et de dioxyde d'azote (NO₂) peuvent atteindre, à Bienne, des valeurs comparables à celles des grandes villes de Suisse. La comparaison des moyennes annuelles de concentrations de SO₂ et de NO₂, mais particulièrement la comparaison de la pollution générale au moyen de la bioindication à l'aide de lichens montre, en revanche, une pollution chronique légèrement plus faible à Bienne que dans les grandes villes.

Malgré tout, la valeur limite à long terme pour le NO₂ édictée par l'Ordonnance pour la protection de l'air (OPAIR) a été dépassée à plusieurs reprises pendant ces dernières années. De récentes mesures entreprises par la ville démontrent également

des dépassements de la valeur limite horaire pour l'ozone (polluant secondaire).

C'est pourquoi des travaux visant à établir un plan d'assainissement correspondant à l'OPAIR sont en cours à Bienne. Ils sont accompagnés d'une série de mesures d'immissions détaillées qui permettent de vérifier l'efficacité des actions d'assainissement.

Zusammenfassung

In der für Schweizer Verhältnisse mittelgrossen Stadt Biel bestehen relativ viele Lufthygienedaten, allerdings ist die Datenstruktur sehr heterogen. Dementsprechend vorsichtig müssen diese Daten interpretiert werden.

Während winterlichen, lange anhaltenden und austauscharmen Hochdruckwetterlagen können in der Stadt Biel Schadstoffkonzentrationen von Schwefeldioxid (SO₂) und Stickstoffdioxid (NO₂) auftreten, welche durchaus mit denjenigen der grossen Schweizerstädte verglichen werden können. Der Vergleich von Jahresmittelwerten der Schadstoffbelastung von NO₂ und SO₂ und insbesondere auch der «lufthygienischen Gesamtbelastung» mittels Bioindikation mit Flechten weist jedoch für die Stadt Biel im Vergleich zu grossen Schweizerstädten auf eine leicht geringere Dauerbelastung hin. Immerhin wurde der Langzeitgrenzwert der Luftreinhalte-Verordnung des Bundes (LRV) für den Schadstoff NO₂ in den letzten Jahren überschritten. Neueste stadteigene Messungen belegen auch Grenzwertüberschreitungen der Stundenmittelwerte für den Sekundärschadstoff Ozon während der Sommermonate.

Aus diesem Grunde wurden in der Stadt Biel die Arbeiten für einen lufthygienischen Massnahmenplan gemäss LRV in Angriff genommen. Flankiert werden diese weiterführenden Arbeiten durch stadteigene, moderne Immissionsmessungen.

4.1. Einleitung

Dank der Pioniertätigkeit des Bieler Stadtchemikeramtes und der intensiven Forschungstätigkeit verschiedener Hochschulinstitute existieren in der für Schweizer Verhältnisse mittelgrossen Stadt Biel erstaunlich viele Lufthygienedaten. Diese sind jedoch sehr heterogen, was damit zusammenhängt, dass die meisten Daten während mehreren Messkampagnen erhoben wurden.

In Biel fehlen aus diesem Grund Langzeitmessungen von gesetzeskonformen Konzentrationsdaten. Dieser Sachverhalt führte zu einer Vorstudie, die im Auftrag der städtischen Polizeidirektion von einer Beratungsgemeinschaft für den Vollzug der Luftreinhalte-Verordnung erstellt worden war. Dabei wurde das Ziel verfolgt, eine vorläufige Datensichtung vorzunehmen und die wesentlichen Erkenntnisse zusammenzustellen.

Zusätzlich zu den technischen Immissionsmessungen von einzelnen Schadstoffen wurden (als Besonderheit der Forschungstätigkeit im Rahmen des Nationalen Forschungsprogrammes 14 in der Region Biel-Seeland) Ausbreitungsrechnungen zur SO₂-, NO₂- und O₃-Belastung (Kap. 5.) durchgeführt.

Ferner steht als Resultat von der in Biel neu entwickelten «Kalibrierten Flechtenindikationsmethode» eine regionale Lufgütekarte zur Verfügung und, für ausgewählte Gebiete der Stadt, sind auf einzelne Schadstoffe bezogene Daten vorhanden. Diese wurden mittels Multi-Elementanalysen («Passives Biomonitoring») anhand einer Flechtenart gewonnen (Kap. 6.1.).

Diese biologischen Wirkungs- und Immissionsdaten werden hier im Sinne einer ganzheitlichen Betrachtung mitberücksichtigt.

4.2. Messnetze und Messkonzepte in der Stadt Biel

Die technischen Immissionsdaten der Stadt Biel wurden zum einen mit den traditionellen Summationsmessverfahren (Liesegang- und Bergerhoff-Methode; d.h. Absorptions- bzw. Depositionsmessungen), zum anderen mit den zeitlich besser auflösenden Konzentrations-Messverfahren erhoben. Eine Übersicht der verschiedenen Immissionsdaten bis zum Jahr 1986 ist der Tabelle 4.1. zu entnehmen.

Tab. 4.1. Übersicht über die technischen Immissionsdaten der Stadt Biel; Stand 1986 (Herzig et al. 1985)

Messtechnik	Messgerät	Messperiode	Komponenten	Stationen
<i>Absorptions- bzw. Depositionsmessungen</i>				
Liesegang/ Gravimetrie	Liesegang-Glocken	1. 1.68-31.10.83	SO ₄ ²⁻	10
Liesegang/ Ionenchromatographie (HPLC)	Liesegang-Glocken HPLC-System, EAFV	1.11.83-31.10.84	SO ₄ ²⁻ , NO ₃ , Cl ⁻ , (F ⁻)	14
Bergerhoff/ Atomabsorptionsspek- troskopie (AAS), Methode EMPA	Bergerhoff, Instru- mentation Labora- tory Inc. IL 157	24. 6.75-16. 6.81 16. 6.81- 9. 8.83 1.11.83-31.10.84	Staubniederschlag, Pb ²⁺ , Cu ²⁺ , Zn ²⁺ , Cd ²⁺ dto. dto.	10 10 14
Bergerhoff/ Gravimetrie	Bergerhoff-Sampler	1. 1.68- 9. 8.84	Staubniederschlag	10
Bergerhoff/ Atom- absorptionsspektro- skopie (AAS)	Bergerhoff, AAS- flammenlos	9. 8.84- 1.11.84	Hg ²⁺	10
<i>Konzentrations-Messungen</i>				
Chemielumineszenz	Columbia Scientific CSI 1600	18. 2.84-16. 7.84 20. 7.84-20. 9.84 21. 9.84- 7.12.84 7.12.84ff.	NO, NO ₂ NO, NO ₂ NO, NO ₂ NO, NO ₂	1 (Zentralplatz) 1 (Orpund) 1 (Schützengasse) 1 (Zentralplatz)
Potentiometrie	Philips PW 9700	18. 2.84-16. 7.84 7.12.84ff.	SO ₂ SO ₂	1 (Zentralplatz) 1 (Zentralplatz)
Photoakustischer CO ₂ -Laser	Prototyp ETH Zürich	1. 7.86- 3. 7.86	CO ₂ , C ₃ H ₄	1 (Seevorstadt)
Verschiedene	Mehrere Gerätetypen (Paralleleinrichtung)	2. 7.86-28. 7.86	O ₃	5

4.2.1. Frühere Messnetze mit Summations-Messverfahren

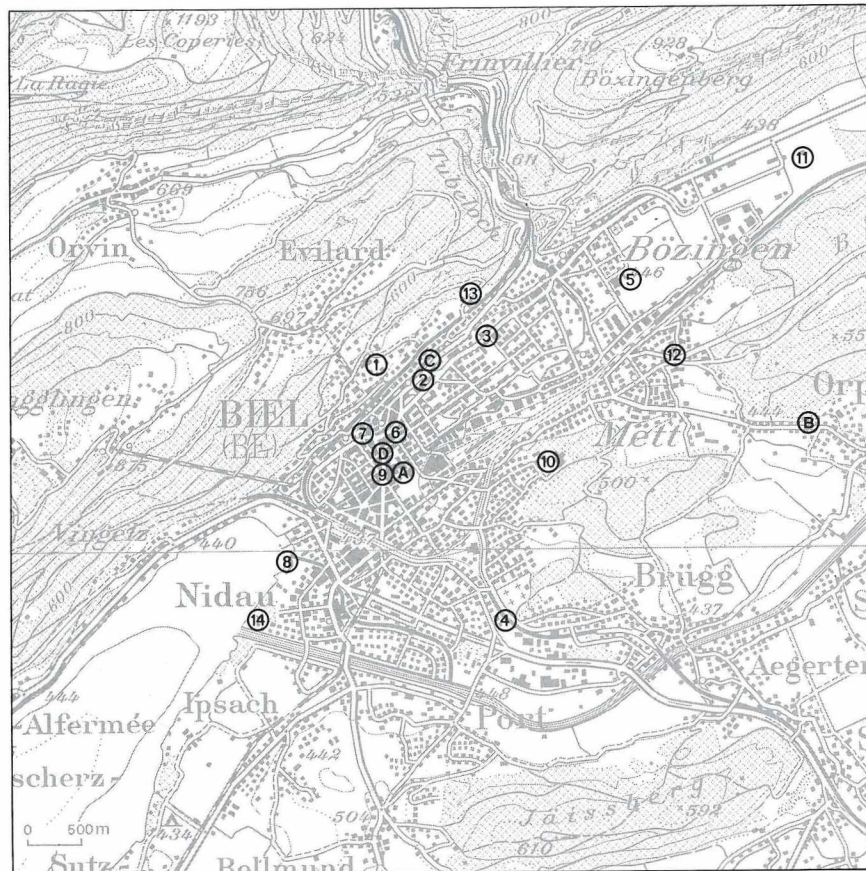
Die Summationsmessungen weisen eine hohe zeitliche Kontinuität auf, die auf dem langjährigen und räumlich differenzierten Messnetz (10-14 Stationen) des Stadtchemikeramtes basiert. Mit Ausnahme einer Jahresmessung von NO/NO₂ am Zentralplatz (KIGA) liegen für alle weiteren Konzentrationsmessungen bisher nur episodische Stichproben (1 Tag bis ca. 4 Monate) vor, welche von verschiedenen, voneinander räumlich wie zeitlich unabhängigen Messnetzen oder an Einzelstandorten erhoben wurden. Erst seit 1988 existieren dank den stadt eigenen Immissionsmessungen kontinuierliche Konzentrationsdaten von SO₂, NO/NO₂ und Ozon.

Summationsmessnetz der Stadt Biel

Die Stadt Biel ist, im Vergleich zu anderen Schweizer Städten, heute in der vorteilhaften Lage, über ein 20-jähriges Dauerbeobachtungsnetz für Luftschadstoffe zu verfügen. Das Messnetz wurde 1968 vom ehemaligen Stadtchemiker E. Bandi etabliert und umfasst zehn Messstationen, die über das ganze Stadtgebiet verteilt sind. Das Messnetz wurde vom Nachfolger Bandis, E. Hauser weiterbetrieben und leicht ausgebaut (Fig. 4.1.). Anfang 1989 musste das Liesegang-Messnetz wegen fehlender Arbeitskapazität leider aufgegeben werden. Die Staubdepositionsmessungen nach Bergerhoff aber wurden weitergeführt. Gleichzeitig wurden einige Umstellungen im Kollektiv der Messstationen vorgenommen. Neu in Betrieb genommen wurden die Standorte der neuen stadt eigenen Messungen gemäss Immissions-Messkonzept Biel 1988 (Fig. 4.3., S. 119)

Die Messstationen der Ziffern 11 bis 14 waren mit einer Liesegang-Glocke (Absorptionsmessverfahren für gasförmiges SO₂) und einem Bergerhoff-Messgerät (Depositionsmessverfahren für Staubniederschlag und Schwermetalle) ausgerüstet. Die Bestückung mit Messgeräten war bis Ende 1988 je einfach. Seit Anfang 1989 ist die Bestückung mit Bergerhoffgeräten je doppelt. Die Messperiodendauer für SO₂ (Liesegang) erstreckte sich über 14 Tage und dauert 28 Tage im Falle der Bergerhoffmessung. Aufgrund der 14- resp. 28 tägigen Messperiodenwerte wird der Jahresmittelwert berechnet.

Für den Staubniederschlag und die Schwermetalle Blei (Pb), Zink (Zn) und Cadmium (Cd) bestehen in der Luftreinhalte-Verordnung Immis-



Reproduziert mit Bewilligung des Bundesamtes für Landestopographie vom 23.7.1990

<i>Summations-Messstationen (Bergerhoff und Liesegang)</i>			
Nr.	Standort	Koordinaten	Höhe m ü. M.
1	Spital Vogelsang	585 350/221 725	550
2	Bulova	585 800/221 600	440
3	Champagne	586 400/221 925	441
4	Stadtgärtnerei	586 575/219 325	435
5	Kunsteisbahn	587 775/222 500	441
6	Stadtbibliothek/Neumarkt	585 575/221 050	440
7	Blöschhaus/Stadtkanzlei	585 225/221 060	435
8	Strandbad Biel	584 575/219 900	438

<i>Summations-Messstationen (Bergerhoff und Liesegang)</i>			
Nr.	Standort	Koordinaten	Höhe m ü. M.
9	Zentralplatz	585 430/220 690	434
10	Lindenschulhaus	586 925/220 810	462
11	Bözingenmoos	589 345/223 635	441
12	Geyisried-Mett	588 135/221 795	475
13	Kinderheim Ried	586 325/222 315	501
14	Strandbad Nidau	584 295/219 305	436

<i>Konzentrations-Messstationen des KIGA</i>			
Nr.	Standort	Koordinaten	Höhe m ü. M.
A	Zentralplatz	585 395/220 670	434
B	Orpund	589 400/221 150	445
C	Schützengasse	585 755/221 695	445
D	Dufourschulhaus	585 500/220 925	434

Fig. 4.1. Summationsmessnetz der Stadt Biel und Stationen der Immissions-Konzentrationsmessungen des KIGA (Herzig et al. 1985).

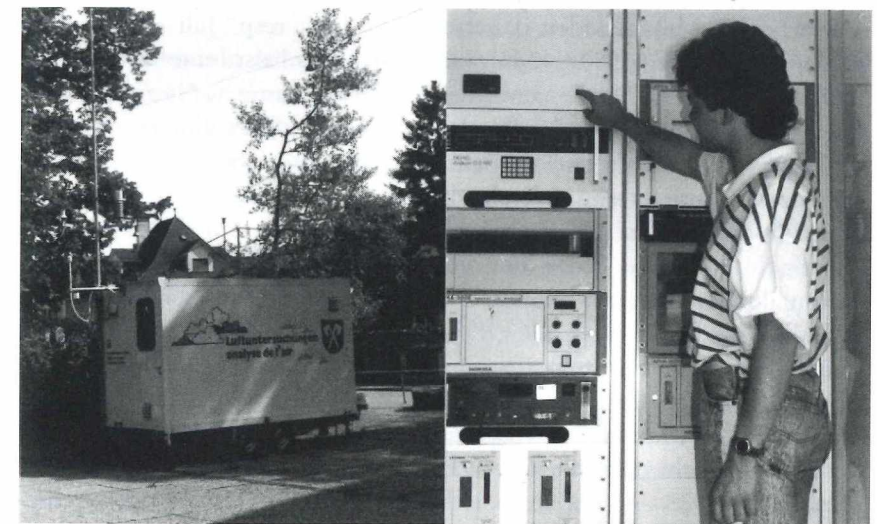


Abb. 4.1. Links: Lufthygiene-Messwagen der Stadt Biel am Referenz-Messstandort Gewerbeschule, Wasenstrasse. Rechts: Innenansicht mit den Schadstoffmonitoren für NO/NO₂, SO₂, CO, Ozon sowie Schwebestaub mit den Übermittlungsanlagen.

sionsgrenzwerte, währenddem ein solcher für Liesegang-SO₂ fehlt. Somit können die Liesegangwerte für SO₂ nur relativ miteinander verglichen werden. Allerdings sind in vielen Städten der Schweiz und Deutschlands wertvolle Langzeitmessreihen zum Vergleich vorhanden. Zwischen den SO₂-Messungen nach Liesegang und jenen nach den Konzentrationsmessverfahren wie sie die LRV vorsieht, sind gesicherte Beziehungen nachgewiesen worden (Drimmel 1975). Weitere methodische Angaben finden sich bei Herzig et al. (1985).

Summationsmessnetz des KIGA im Einflussbereich der Kehrichtverbrennungsanlage (MÜRA)

In der Umgebung der regionalen Kehrichtverbrennungsanlage MÜRA etablierte das KIGA ein Bergerhoff-Messnetz, welches 6 neue Stationen umfasst (Kantonales Amt für Industrie, Gewerbe und Arbeit 1986). Zusammen mit den Stationen Strandbad Nidau, Strandbad Biel und Stadtgärtnerei aus dem städtischen Messnetz sind nun also neun Messstandorte im näheren Einflussbereich der MÜRA aufgestellt.

Die beiden Messperioden dauerten vom Juni, resp. Juli – September 1986 und Oktober 1986 – Mai 1987, umfassten also eine vollständige Jahresmessung. Die Daten sämtlicher Schadstoffparameter liegen als Monatswerte und Jahresmittelwerte vor und weisen daher eine bessere zeitliche Auflösung auf als jene aus dem städtischen Messnetz.

Folgende Parameter wurden gemessen: Staubbiederschlag, Blei (Pb), Zink (Zn), Cadmium (Cd) und Quecksilber (Hg).

4.2.2. Frühere Messnetze mit Konzentrations-Messverfahren

Bei den Konzentrationsdaten ist die Heterogenität am deutlichsten und weder die zeitliche noch die räumliche Kontinuität ist für diese Messungen gegeben. Bis 1988 sind nur episodische Messungen von einem oder mehreren Schadstoffen aus gegenseitig unabhängigen Messnetzen oder Einzelmesspunkten vorhanden.

Eine Ausnahme stellt die vollständige Jahresmessung von NO/NO₂ des KIGA am Zentralplatz dar. Seit 1988 sind kontinuierliche Immissionskon-

zentrationmessungen von SO₂, NO/NO₂ und Ozon durch das Stadtchemikeramt vorhanden.

Messnetz für SO₂ und Schwebstaub des GIUB

Die ersten Konzentrationsmessungen von SO₂ und Schwebstaub in Biel erfolgten in den Jahren 1980–1982 durch das Geographische Institut der Universität Bern (GIUB; Berlincourt 1981). Die beiden gewählten Standorte Zentralplatz und Spital Vogelsang liegen nahe bei den Messstellen des Summationsmessnetzes der Stadt.

Die Messperioden der Schadstoffparameter reichten von wenigen Tagen bis zu Monaten. Die zur Berechnung von statistisch gesicherten Kenngrößen (Jahresmittel, Percentilwerte) geforderte Mindestmessdauer von 8 Monaten wird allerdings an keinem Standort erreicht (BUS 1979, 1980; Cercl' Air 1983). Dementsprechend können nur «orientierende» Jahresmittelwerte berechnet werden; sie müssen mit der nötigen Vorsicht interpretiert werden. Dies nicht zuletzt, weil die Messperioden in den Herbst- und Wintermonaten liegen, was ihre Repräsentativität für eine Gesamtjahresmessung einschränkt.

Der Schwerpunkt auf den Wintermonaten wird verständlich, wenn klar wird, dass das Ziel dieser episodischen Messungen darin bestand, Grundlagen zur räumlichen Differenzierung des Belastungsbildes von SO₂ und Schwebstaub in Biel während den stark belasteten Wintermonaten zu erhalten. Ebenfalls waren die Unterschiede zwischen Zentrums-Stationen (in Muldenlage) und eher peripheren Lagen am Jurahang von Interesse.

Diese Daten wurden in Abhängigkeit von Relief und klimatologischen Parametern untersucht, mit besonderer Betonung von Austauschphänomenen und der Bedeutung von thermisch induzierten, geländebedingten Windsystemen auf die Immissionssituation (Berlincourt und Rickli 1983). Schüpbach (1984) legte eine verfeinerte Auswertung dieser Messdatenkollektive in Abhängigkeit von meteorologischen Parametern vor und verglich die berechneten «orientierenden Mittel» mit LRV-Grenzwerten.

Messnetz des KIGA für NO- und NO₂-Konzentrationsmessungen

1984 und 1985 wurden an zwei Standorten der Stadt (Zentralplatz und Schützengasse) sowie in Orpund NO- und NO₂-Konzentrationen gemessen (Fig. 4.1., Stationen A und C sowie B).

Am Zentralplatz erfolgten erste Messungen von NO/NO₂ und SO₂ zwischen dem 18.2. und dem 16.7.1984. Nach einem Unterbruch, bedingt durch die Messungen an der Schützengasse und in Orpund, erfolgte ein zweiter Messgang, der für NO/NO₂ ein ganzes Jahr umfasst, nämlich vom 7.12.1984 bis Ende Dezember 1985. Die Auswertung dieser Jahresmessung liegt vor und belegt für den Standort Zentralplatz eine deutliche Grenzwertüberschreitung des NO₂-Jahresmittelwertes.

Für den Messstandort «Schützengasse» liegt nur ein Monatsgang vom November 1984 für NO/NO₂ vor. Die Messung am Messstandort Orpund umfasst für NO₂ zwei vollständige Monate vom 20.7. bis 20.9.1984.

Stichprobenmessung des KIGA im Areal Dufourschulhaus

Im Areal des Dufourschulhauses (Station D in Fig. 4.1.) erfolgten vom Juli 1986 bis Oktober 1987 Stichprobenmessungen der Parameter SO₂, NO/NO₂, Ozon, CO, Gesamtkohlenwasserstoffe (HCT) und der meteorologischen Grössen Temperatur und relative Feuchte (Messwagen des KIGA). Für diese Zeit liegen kontinuierliche Daten einer vollständigen Monatsmessung und dreier 14-tägigen Messperioden (HCT nur 3 Tage) vor.

Messnetz des GIUB für episodische Ozonmessung (Sommersmog)

Im Rahmen des NFP14 wurde im Teilprojekt «Meteorologie-Lufthygiene» in der Region Biel eine einmonatige Intensivmesskampagne zum photochemischen Smog durchgeführt (Schüpbach 1988). An diesem Experiment beteiligten sich, unter der Federführung des Geographischen Institutes der Universität Bern (GIUB), weitere Forschungsgruppen und Amtsstellen der Schweiz mit ihren Messeinrichtungen. Die im Raum Biel betriebenen neun Messstandorte sind in Figur 4.2. gezeigt.

Die Messperiode erstreckte sich vom 1.–28. Juli 1986. Während einer Intensivmesskampagne (1.–3. Juli 1986) wurden Strömung, Turbulenz und Schichtung der Atmosphäre in- und ausserhalb der Stadt kontinuierlich gemessen. Alle eingesetzten Messeinrichtungen wurden vorgängig kalibriert.

Für die angegebene Zeitspanne liegen für den Standort Dufourschulhaus kontinuierliche Ozondaten vor. Gleichzeitig sind für den Standort Pasquart simultane Aethylendaten (C₂H₄) vorhanden.

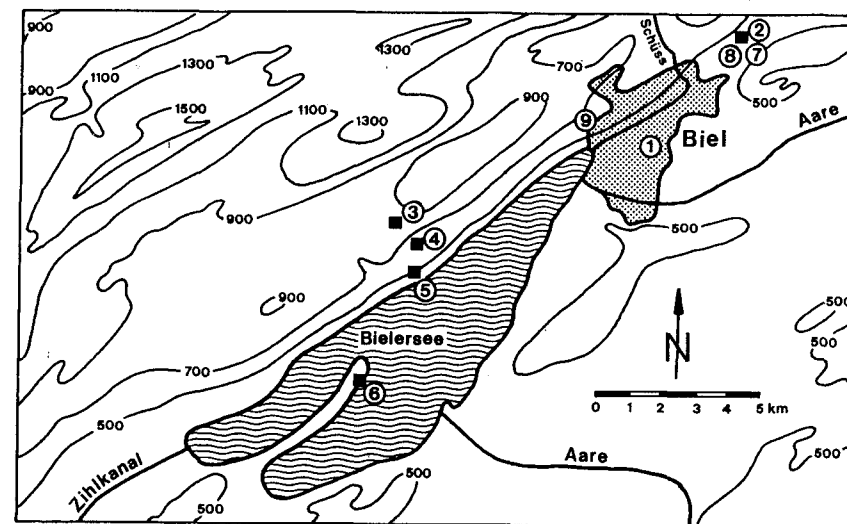


Fig. 4.2. Die Standorte der episodischen Ozonmessung (Schüpbach 1988).

Während des ganzen Feldexperiments (1.–28. Juli 1986) wurden luftchemische und meteorologische Grundlagendaten zur Dynamik des Auf- und Abbaus von photochemischem Smog erfasst. Kontinuierliche Ozondaten existieren für die Messstandorte 1 – Dufourschulhaus, 2 – Bözingenmoos, 3 – Twannberg, 5 – Chapf und 6 – St. Petersinsel (Fig. 4.2.).

Anschliessend an die Feldexperimente wurden die Rohdaten publiziert (Schüpbach und Wanner 1987). Der Grossteil der umfangreichen Daten konnte leider nicht endgültig ausgewertet werden. Bisher bestehen Ozontagesmittelwerte der obgenannten Messstandorte für die Zeitspanne vom 19. – 28. Juli 1986.

Aktuelles Messnetz der Stadt Biel (kontinuierliche Konzentrationsmessungen)

Für NO₂, SO₂, Ozon (Konzentration) und Blei (Deposition) sind im Zentrum der Stadt Biel Grenzwertüberschreitungen nachgewiesen worden. Gemäss LRV musste ein lufthygienischer Massnahmenplan erstellt werden. Da für einzelne Schadstoffparameter im Zusammenhang mit der bevorste-

henden Massnahmenplanung noch Wissenslücken bestehen, wurde ein auf die speziellen Bedürfnisse der Stadt Biel abgestimmtes Immissions-Messkonzept für die stadteigenen Konzentrationsmessungen konzipiert. Es erlaubt, die bestehenden Wissens- und Datenlücken so rasch wie möglich zu schliessen. Gleichzeitig wurde mit dem Immissions-Messkonzept auch ein Vollzugsinstrument geschaffen, welches zur permanenten Überwachung und Erfolgskontrolle der getroffenen lufthygienischen Sanierungsmassnahmen geeignet ist. Die Grundlagen dieses Messkonzeptes sollen hier kurz skizziert werden:

Um möglichst rasch zu einer räumlich differenzierten Aussage über die Luftqualität in der Stadt Biel zu gelangen, wird neben einer noch zu beschaffenden permanenten Messeinrichtung (Referenzstation) der bereits existierende mobile Messwagen vorerst während eines Jahres an vier besonders geeigneten Standorten der Stadt in einem bestimmten Zyklus ($4 \times 2 \frac{1}{2}$ Wochen / Standort und Jahr) messen. Bei der Auswahl der Messstandorte wurde darauf geachtet, dass ein möglichst aussagekräftiges Horizontal- (Südwest-Nordost), beziehungsweise Vertikalprofil (Hangprofil) der Stadt entsteht (Fig. 4.3.).

In Kombination mit der Referenzstation lassen sich die Ergebnisse der Stichprobenmessungen mit statistischen Methoden zu «orientierenden» Jahresmittelwerten hochrechnen (BUS 1987). Sie können anschliessend mit den Grenzwerten der Luftreinhalte-Verordnung verglichen werden (Arbeitsgemeinschaft Bioindikation, Meteotest und Infrac 1988).

An jedem der 5 Messstandorte (O-Referenzstandort: Gewerbeschule, 1-Innenstadt: Dufourschulhaus, 2-Jurahang: Spital Vogelsang, 3-städtisches Wohnquartier: Zihlstrasse/Heidenweg, 4-Stadtrand: Kunsteisbahn) des Immissions-Messkonzeptes sind seit 1989 auch Passivsammler für NO_2 (Hangartner 1986) im Einsatz; sie sollen die zeitliche Kontinuität der Stichprobenmessungen gewährleisten. Die Bestückung der Stationen mit Passivsammlern ist je zweifach.

Zusätzliche NO_2 -Messungen mittels Passivsammlern erfolgen an folgenden weiteren Standorten der Stadt: Wysardstrasse (Bergfeld), Südstrasse/Schollstrasse, Mettstrasse, Stadtgärtnerei, Kreuzplatz, Stadtkanzlei, Kinderspital. Diese Messstandorte sind Bestandteil eines neuen regionalen Messnetzes des KIGA.

Seit Dezember 1987 führt die Lufthygienefachstelle des Stadtchemikeramtes eigene Immissions-Konzentrationsmessungen der Schadstoffe SO_2 ,

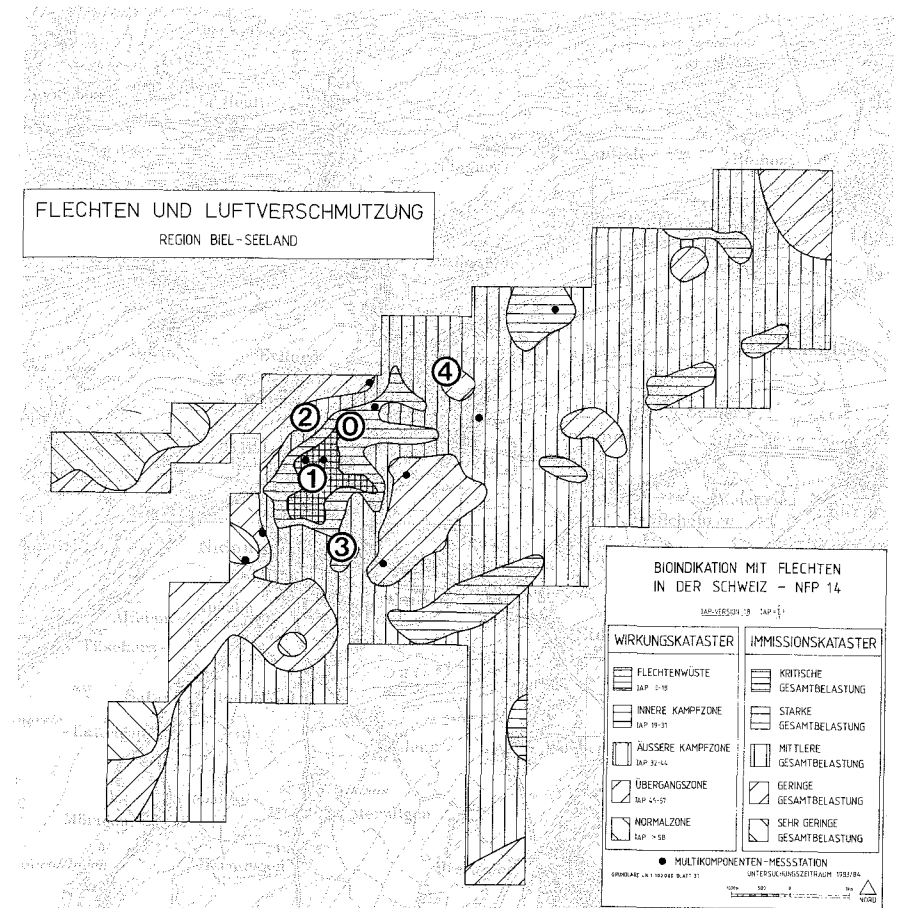


Fig. 4.3. Lage der Messstandorte gemäss «Immissions-Messkonzept der Stadt Biel 1988» in Bezug zu den verschiedenen Gesamtbelastungszonen des Wirkungs- und Gesamtimmissionskatasters mit Flechten.

NO , NO_2 , CO , Ozon und Schwebstaub sowie der meteorologischen Elemente Wind, Temperatur, Luftdruck, Niederschlag und Globalstrahlung durch. Zwischen dem 14. Dezember 1987 bis zum 28. März 1988 befand sich die provisorische fixe Messstation an der Wasenstrasse 8 im Gebäude der Firma TECAN AG und damit in unmittelbarer Nähe des Standortes

für die vorgesehene Referenzstation im Areal der Gewerbeschule. Vom 30. März bis zum 14. November 1988 wurde im Stadtchemikeramt am Burgplatz 10 gemessen.

Da die zusätzlich benötigte Fixstation erst noch angeschafft werden muss, befindet sich der Immissionsmesswagen der Stadt seit dem 15. November 1988 am vorgesehenen Referenzstandort (Gewerbeschule – Wasenstrasse 5, vgl. Abb. 4.1.).

Versuchsweise wird seit Januar 1989 das Messsystem «OPSIS» (Differenzielle optische Absorptionsspektroskopie) parallel zur Referenzstation (gegenwärtig Messwagen) betrieben. Mit einer längeren Simultanmessung wird abgeklärt, ob sich dieses vielseitige Messsystem allenfalls als Fixstation eignet.

Gesamtimmissionsbelastung (Bioindikation)

Flankierend zur technischen Immissionsüberwachung von wichtigen Einzelschadstoffen wird im Immissions-Messkonzept der Stadt Biel eine biologische Methode zur Erfassung der Immissionen sowie eine Erfolgskontrolle über die Wirksamkeit von Massnahmen vorgesehen.

Bei einzelnen Schadstoffen sind seit der Referenzerhebung von 1984 bereits erste Reduktionen der Immissionsbelastung (SO₂ und Staubbiederschlag) punktuell gemessen worden. Die «Kalibrierte Flechtenindikationsmethode» kann nun diese Reduktion flächendeckend überprüfen. An den 14 Messstationen des städtischen Summationsmessnetzes, wo die räumlich dichtesten Vergleichsdaten bestehen, kann die Gesamtimmissionsbelastung an denselben Messpunkten (insgesamt 121) überprüft werden. Sinnvoll erscheint eine erste Erfolgskontrolle 1990, also gut 5 Jahre nach der Erstuntersuchung.

Für das Referenzjahr 1994, bis zu welchem die lufthygienischen Sanierungsmassnahmen zu einer verbesserten Luftqualität führen sollen, welche den Qualitätszielen der LRV entspricht, wäre eine flächendeckende Gesamtüberprüfung sinnvoll. Durch Vergleich beider «Wirkungs- und Gesamtimmissionskataster» (Luftgütekarte mittels Flechten) kann so im Abstand von 10 Jahren die Verbesserung der Luftqualität räumlich differenziert aufgezeigt werden.

Stoffbezogene Belastung (Biomonitoring)

Die Veränderung der Immissionsbelastung kann auch differenziert nach verschiedenen Luftschadstoffen untersucht werden. Das alle Stationen des Summationsmessnetzes der Stadt umfassende Messnetz des «Passiven Biomonitoring» (insgesamt 138 Messpunkte) erlaubt eine Erfolgskontrolle auf der stoffbezogenen Betrachtungsebene (Multi-Elementanalysen von 25 verschiedenen Elementen, insbesondere Schwermetallen).

4.2.3. Immissionsrechnungen

Auf der Basis von Daten des Emissionskatasters von Berlincourt (1988) wurden Ausbreitungsrechnungen durchgeführt (Filliger 1986). Die Modellresultate konnten bisher für die Schadstoffe SO₂ und NO₂ mit Kurzzeitmessungen am Zentralplatz und am Spital Vogelsang (Messkampagne GIUB 1980) verglichen werden. Die Genauigkeit der Schätzung des wahren Jahresmittelwertes für NO₂ konnte zudem mit der entsprechenden Ganzjahresmessung am Zentralplatz (Messperiode 1984/85, KIGA) überprüft werden.

4.2.4. Biologische Messnetze

Messnetz für die Gesamtimmissionsbelastung (Bioindikation)

Das mit der «Kalibrierten Flechtenindikationsmethode» etablierte Bioindikationsmessnetz in der Region Biel-Seeland, welches die Grundlage für den «Wirkungs- und Gesamtimmissionskataster» der Region Biel darstellt, umfasst 515 Einzelmesspunkte (repräsentative Trägerbäume). Sie sind flächendeckend über die ganze Untersuchungsregion verteilt. Referenzzustand bildet das Jahr 1983/84. Der Zustand der Flechtenvegetation ist mit fünf biologischen Parametern qualitativ und quantitativ differenziert erfasst. Zusätzlich bestehen umfassende Daten zu den Standorteigenschaften der Messpunkte. Das Datenmaterial dieser Pilotstudie ist vollständig computerisiert, womit beste Voraussetzungen für eine Erfolgskontrolle der Gesamtbelastungssituation anhand dieses feinmaschigen und flächendeckenden Messnetzes gegeben sind.

Die Wirkungs- und Gesamtimmissionserhebungen mittels IAP18 basieren auf einem Rasterkonzept mit Einheitsflächen von 25 ha im stark belasteten städtischen Raum und 100 ha in geringer belasteten ländlichen Gebieten. Je Einheitsfläche wurde in der Region Biel der Zustand der baumbewohnenden Flechtenvegetation (Indikator der Gesamtimmissionsbelastung) an 6 repräsentativen Trägerbäumen nach der standardisierten «Kalibrierten Flechtenindikationsmethode» untersucht (vgl. auch Kap. 4.7.). Die räumliche Ausdehnung des Untersuchungsperimeters dieses fünfstufigen Katasters der lufthygienischen Gesamtbelastung ist aus Abb. 4.3. zu entnehmen (vgl. auch Kap. 6.1.).

Messnetz für stoffbezogene Belastung (Biomonitoring)

Das Messnetz des Passiven Biomonitorings (Multi-Elementuntersuchung) mittels *Hypogymnia physodes* umfasst 138 Messpunkte in der näheren Umgebung des städtischen Summationsmessnetzes (Liesegang bzw. Bergerhoff). Referenzzustand bildet hier das Jahr 1984/85 (Herzig et al. 1989).

Diese Daten sind ebenfalls vollständig computerisiert, womit auch für das Biomonitoring-Messnetz gute Voraussetzungen zur Erfolgskontrolle der Belastungssituation von über 20 verschiedenen Elementen gegeben sind. Darunter befinden sich wichtige Leitkomponenten der Luftverschmutzung (ausgewählte Schwermetalle sowie Pflanzennährelemente) wie Aluminium (Al), Bor (B), Calcium (Ca), Natrium (Na), Blei (Pb), Cadmium (Cd), Kobalt (Co), Chrom (Cr), Nickel (Ni), Molybdän (Mo), Kupfer (Cu), Eisen (Fe), Kalium (K), Lithium (Li), Magnesium (Mg), Mangan (Mn), anorganischer Schwefel (Sanor), Zinn (Sn), Zink (Zn) und zusätzlich Gesamt-Schwefel (Stot) und Chlor (Cl). Erste Ergebnisse zur zeitlichen Entwicklung der Elementbelastung bestehen bereits dank einer Methoden-Zusatzstudie von 1987, welche z. T. Vergleiche mit dem Belastungsbild von 1985 erlauben (Herzig und Urech 1988).

Weitere biologische Messungen in der Region Biel

Aus dem Teilprojekt Physiologie des Bioindikationsprojektes im NFP14 bestehen an den Messstationen des Summationsmessnetzes zusätzlich Daten von physiologischen Zustandsparametern einer ausgewählten Flechtenart (Kap. 6.).

An dieser Stelle sind auch die im Auftrag der Kantonalen Koordinationsstelle für Umweltschutz (KUS) von der Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (FAC) Liebefeld durchgeführten Boden-, Kompost- und Gemüseanalysen auf Schwermetallen aus der Region Biel zu nennen. Hauptmotivation dieser von 1986–88 erfolgten Untersuchungen war es, abzuklären, wie gross der Schwermetall-Eintrag der Müllverbrennungsanlage MÜRA in der näheren und weiteren Umgebung ist. Insgesamt wurden 44 Bodenproben, 32 Proben von Hauskompost sowie 39 Pflanzenproben auf ihre Schwermetallgehalte hin untersucht (KUS 1988). Zum Vergleich standen Depositionsdaten von Staubbiederschlag und Schwermetallen an neun Standorten (Müra-Messnetz des KIGA) zur Verfügung.

Da der Boden selber ein hochgradig vernetztes biologisches System darstellt, bei dem beispielsweise nur schon die Bodeneigenschaften darüber entscheiden, wieviel der natürlich oder anthropogen gespeicherten Schwermetalle für Pflanzen verfügbar sind, sind Rückschlüsse auf die Immissionsbelastung jedoch nur unter ganz besonderen Voraussetzungen möglich.

4.3. Zielsetzungen und Fragestellungen für die Grobsichtung der Immissionsdaten

Aufgrund der vorliegenden Daten ergibt sich in räumlicher, zeitlicher und messtechnischer Hinsicht eine heterogene Situation. Für die Datensichtung wurde hauptsächlich von den folgenden Fragestellungen ausgegangen:

- Art der Daten;
- Standort und räumliche Differenzierung der Messungen (Messnetze);
- Zeitliche Differenzierung der Messungen (Messperioden);
- Form und Auswertungsgrad der Daten (Handprotokolle, elektronische Datenträger);
- Relevanz der Daten für Dauerüberwachung, Vollzug und Massnahmenplanung nach LRV;
- Datenlücken bzw. Schliessung von Datenlücken.

Im Rahmen der vorliegenden Grobsichtung der Datensituation ist es nicht möglich, alle Fragestellungen mit der gleichen notwendigen Gründlichkeit zu behandeln. Das Schwergewicht liegt hier auf dem Istzustand der Daten. Wichtige diesbezügliche Fragen sind dabei:

- Welche Daten liegen wo, wie lange und in welcher Form vor?
- Wie gross ist deren räumliche, zeitliche und statistische Repräsentanz?

4.3.1. Immissionsgrenzwerte der Luftreinhalteverordnung LRV

In der LRV (Anhang 7) sind im Sinne der Vorsorge Immissionsgrenzwerte für folgende Luftschadstoffe rechtsverbindlich festgelegt: Schwefeldioxid (SO₂), Stickstoffdioxid (NO₂), Ozon (O₃), Kohlenmonoxid (CO), Schwebstaub, Staubniederschlag und die Schwermetalle Blei (Pb), Zink (Zn) und Cadmium (Cd).

Es wird unterschieden nach *Langzeitgrenzwerten* (Jahresmittelwerte) und *Kurzzeitwerten*. Darunter fallen die 95 %-Percentilwerte der Summenhäufigkeitsverteilung aller 1/2 h-Mittelwerte eines Jahres (bei Ozon 98 %-Percentilwert eines Monats, bei Schwebstaub 95 %-Wert aller Tagesmittelwerte), sowie die Tagesmittelwerte und die maximalen Stundenmittelwerte (Tab. 4.2.).

Tab. 4.2. Immissionsgrenzwerte der LRV des Bundes:
Art. 2, Abs. 5, Anhang.

Schadstoff	Immissionsgrenzwert	Statistische Definition
Staubniederschlag insgesamt	200 mg/m ² ×Tag	Jahresmittelwert (arithmetischer Mittelwert)
Blei (Pb) im Staubniederschlag	100 µg/m ² ×Tag	Jahresmittelwert (arithmetischer Mittelwert)
Cadmium (Cd) im Staubniederschlag	2 µg/m ² ×Tag	Jahresmittelwert (arithmetischer Mittelwert)
Zink (Zn) im Staubniederschlag	400 µg/m ² ×Tag	Jahresmittelwert (arithmetischer Mittelwert)
Thallium (Tl) im Staubniederschlag	2 µg/m ² ×Tag	Jahresmittelwert (arithmetischer Mittelwert)
<p><i>Hinweis:</i> mg = Milligramm; 1 mg = 0,001 g µg = Mikrogramm; 1 µg = 0,001 mg ng = Nanogramm; 1 ng = 0,001 µg</p>		

4.3.2. Vergleich der zugänglichen Immissionsdaten mit den LRV-Grenzwerten

Bei diesem *vorläufigen Vergleich* der gegenwärtig zugänglichen Immissionsdaten mit den LRV-Grenzwerten wurde die infolge der episodischen Messungen z. T. stark eingeschränkte Repräsentativität der Messergebnisse berücksichtigt. Es geht hier nicht um eine abschliessende Bewertung, vielmehr sollen Lücken in der technischen Immissionsmessung erkannt werden, welche durch die stadt-eigenen Messungen (Immissions-Messkonzept der Stadt Biel 1988) zu schliessen sind.

4.4. Resultate der Summationsmessungen

4.4.1. Langjährige Liesegang- und Bergerhoffmessungen des Stadtchemikeramtes

Messungen für SO₂ (Liesegang) und Staubniederschlag (Bergerhoff) liegen für die gesamte 20-jährige Beobachtungszeit und an allen 10 Messstationen vor. Die Messausfälle sind vernachlässigbar gering. Grosse Vorsicht geboten ist einzig beim Vergleich der Daten einzelner Schwermetalle, wo anfänglich Messstandort-bedingte Kontaminationen auftraten, die seither durch geringfügige Standortverschiebungen sukzessive eliminiert werden konnten.

Die Daten für SO₂ und Staubniederschlag sind nur in Form von Handprotokollen vorhanden. Jahresmittel-, Höchst- und Tiefstwerte jeder Station wurden seit Beginn im Bieler Jahrbuch durch das Stadtchemikeramt publiziert.

Erste Erfolge der Luftreinhaltepolitik in der Stadt Biel lassen sich aus den Langzeitmessungen erkennen. Sowohl für SO₂ wie auch für Staubniederschlag demonstrieren die Daten ein stetiges Ansteigen der Schadstoffwerte in den Jahren der Wachstumseuphorie, welche, bedingt durch den Schock der Ölkrise, 1973 erstmals gebrochen wurde (Fig. 4.4. und 4.5.).

Seither haben sich Lufthygiene-Massnahmen, wie die Entschwefelung des Heizöls (in mehreren Stufen), die obligatorische Ölfeuerungskontrolle und Sanierungen überdimensionierter Feuerungsanlagen, aber auch die

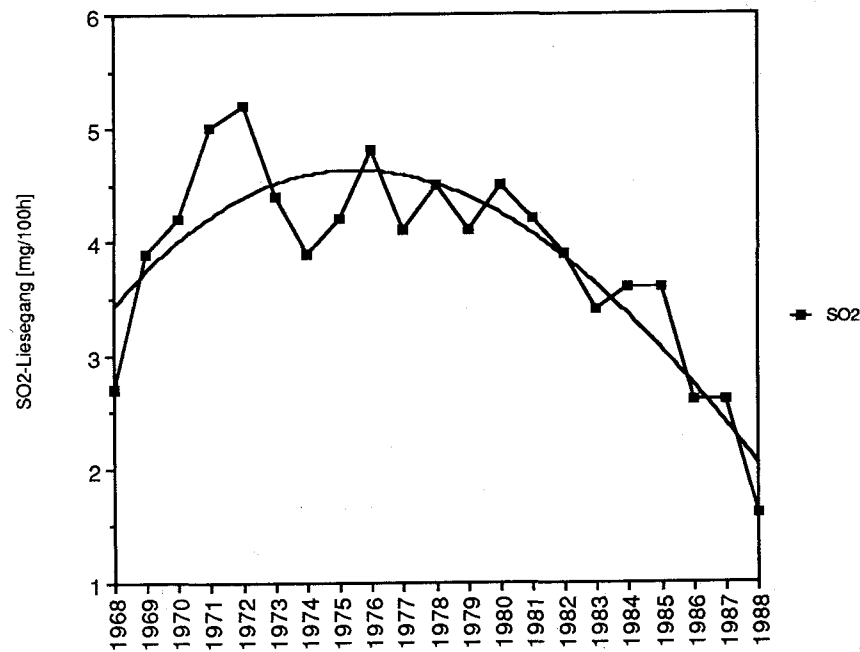


Fig. 4.4. Verlauf der langjährigen SO₂-Belastung (Liesegang-Methode, Summationsmessnetz) in der Stadt Biel. Mittelwerte aller Jahresmittel der 10 Messstationen (Herzig et al. 1985, aktualisiert).

Substitution durch Gasfeuerungen, welche im Vergleich zu Heizöl günstigere Emissionseigenschaften aufweisen, positiv auf die Luftqualität ausgewirkt. Dies wird durch die seit 1973 stetig sinkenden SO₂- und Staubbiederschlag-Werte bestätigt. Dieser Verbesserungstrend lässt sich auch nach 1983 weiterverfolgen.

Leider fehlen entsprechende Daten zur zeitlichen Entwicklung der Belastung mit Stickoxiden (NO_x), Kohlenwasserstoffen (HC) und Ozon (O₃) auch in der Stadt Biel vollständig.

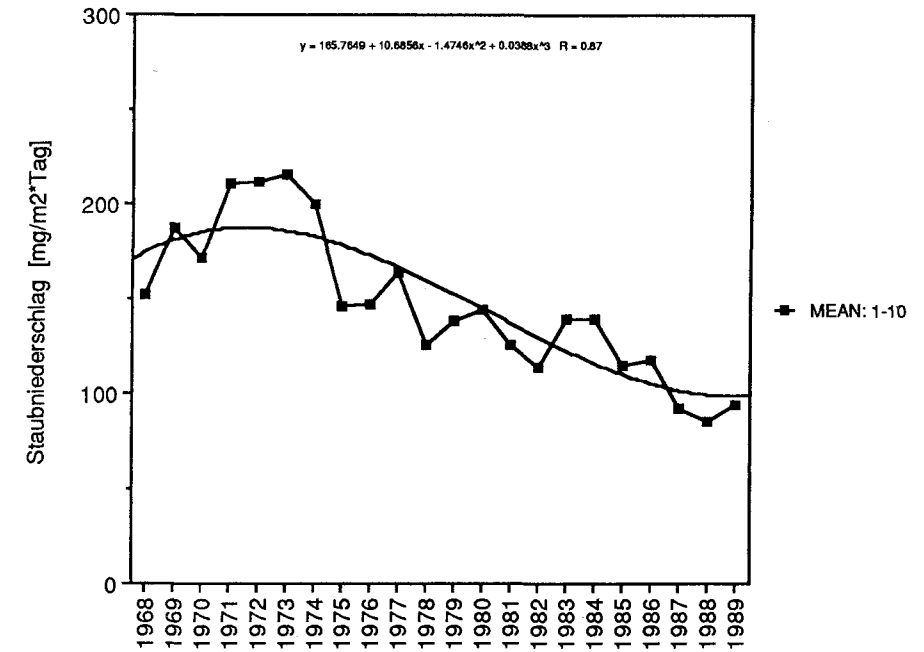


Fig. 4.5. Langjährige Belastung an Staubbiederschlag (Bergerhoff) in der Stadt Biel, Summationsmessnetz. Mittelwerte der Jahresmittel der 10 Messstationen (Herzig et al. 1985, aktualisiert).

4.4.2. Staubbiederschlag nach Bergerhoff und Schwermetallfrachten

Das Depositionsmessnetz der Stadt Biel umfasst seit 1968 10 und seit 1983 13 Messstandorte, an denen der Staubbiederschlag und seit 1983/84 der Anteil der Schwermetallfrachten von Blei (Pb), Kupfer (Cu), Zink (Zn) und Cadmium (Cd) bestimmt wird (quantitative Jahressammelproben). Diese Depositionsfrachten können von Jahr zu Jahr grössere Schwankungen aufweisen und müssen daher vorsichtig interpretiert werden. Der Staubbiederschlag

schlag nach Bergerhoff stellt gleichwohl einen wertvollen Indikator der allgemeinen, partikelförmigen Luftverschmutzung dar und sollte auch in Zukunft zur Verfügung stehen. Dies nicht zuletzt auch im Hinblick auf eine permanente Überwachung und Erfolgskontrolle.

Während der letzten Jahre sind die Jahresmittelwerte für Staubbiederschlag stets gesunken. Sie wiesen meist nur für 1–2 Stationen Grenzwertüberschreitungen auf, die sich meist als standortbedingte Verunreinigungen erklären liessen. Wie Figur 4.5. veranschaulicht, liegt der Mittelwert aller 10 langjährigen Messstationen heute deutlich unter dem LRV-Grenzwert von $200 \mu\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{Tag}$.

Die Belastung der Bergerhoffstäube mit toxischen Schwermetallen ist in Figur 4.6. wiedergegeben. Die hier präsentierten Ergebnisse basieren auf Analysen von quantitativen Jahressammelproben. Seit Anfang 1989 werden die Bergerhoffstäube monatlich auf ihre Gehalte an ausgewählten Schwermetallen analysiert. Diese wesentlich aufwendigere Vorgehensweise wird künftig zu noch zuverlässigeren Werten über die Schwermetallbelastung der Stadt Biel führen. Insbesondere können immer wieder auftretende probennahmebedingte Kontaminationen früher erkannt und deren Ursachen eliminiert werden. In diesem Sinne müssen die bisherigen Schwermetallanalysen mit der nötigen Vorsicht interpretiert werden.

Blei (Pb):

Blei (Deposition) zeigt für die Jahre 1985–87 ein recht einheitliches Belastungsbild. Grenzwertüberschreitungen gemäss LRV treten im eigentlichen Stadtzentrum auf und sind zu einem grossen Teil auf den Motorfahrzeugverkehr zurückzuführen (verbleites Benzin). Periphere Stationen weisen deutlich geringere Bleiwerte auf, sie erreichen etwa die Hälfte des Immissionsgrenzwertes.

Zink (Zn):

Die Belastung mit Zink weist grössere zeitliche Streuungen auf. Höhere Werte werden ebenfalls im eigentlichen Stadtgebiet gefunden. Die peripheren Stationen unterschreiten den Immissionsgrenzwert sehr deutlich.

Vom Element Zink ist aus Vergleichsmessungen der EMPA (mündl. Mitteil. R. Gehrig) bekannt, dass grössere Unterschiede in den Gehalten von eng benachbarten Bergerhoffmessgeräten auftreten können.

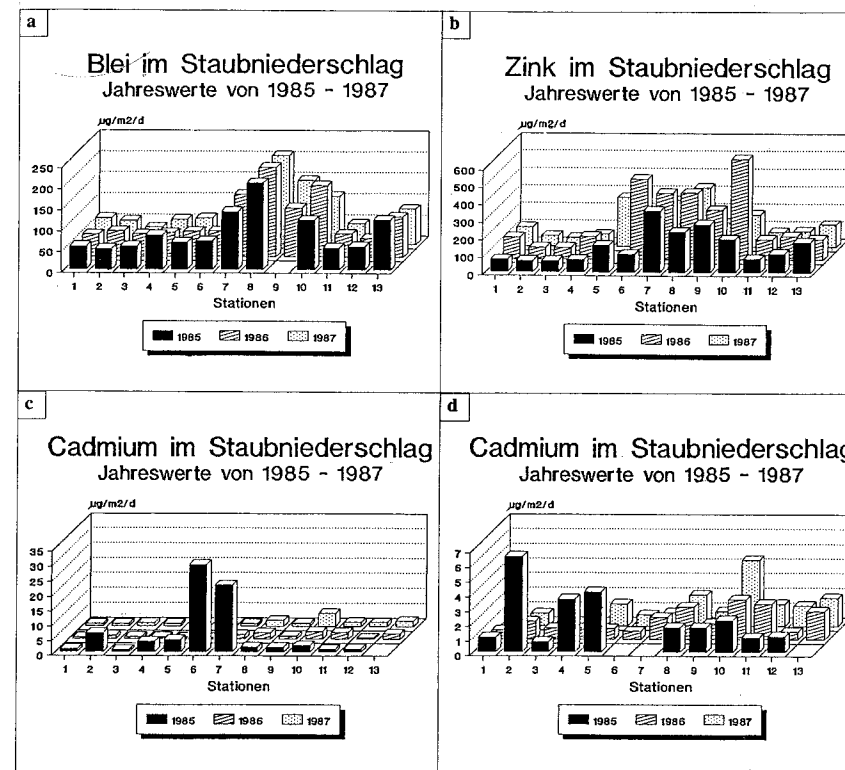


Fig. 4.6. Schwermetallgehalte von Blei (Pb), Zink (Zn) und Cadmium (Cd) der Staubbiederschläge nach Bergerhoff. Jahreswerte aus quantitativen Jahressammelproben.

- a) Blei (Pb)
- b) Zink (Zn)
- c) Cadmium (Cd)
- d) Cadmium (Cd), nach Elimination der Extremwerte der Stationen 6 und 7 im Messgang 1985, Erklärungen im Text.

Stationsnumerierung *: 1: Spital Vogelsang, 2: Kinderheim Ried, 3: Bözingenmoos, 4: Geyisried-Mett, 5: Kunsteisbahn, 6: Champagne, 7: Bulova, 8: Stadtbibliothek/Neumarktpost, 9: Zentralplatz, 10: Stadtgärtnerei, 11: Lindenschulhaus, 12: Strandbad Biel, 13: Blöschhaus/Stadtkanzlei.

*) Die hier verwendete Stations-Numerierung weicht ab von der in der Bioindikationsstudie in Kapitel 6.1. in Abb. 17 verwendeten Notation.

Cadmium (Cd):

Die Messung von Cadmium weist einige Besonderheiten auf, die wesentlich sind für die Interpretation der Ergebnisse:

- Die gemessenen Elementgehalte bewegen sich in einem sehr tiefen Bereich, was aussergewöhnlich hohe Anforderungen an die Spurenanalytik stellt.
- In der ersten Jahresmessung von 1984/85 traten teilweise sehr hohe Werte auf. Sie wurden in der Folge mehrfach überprüft, unter anderem durch ein externes Spurenanalytiklabor der chemischen Industrie. Aufgrund dieser Problematik wurde auch das Untersuchungsprojekt Biomonitoring mit Flechten im NFP14 gestartet, mit dem Ziel, abzuklären, ob sich allenfalls hohe Cadmiumwerte auch in Flechtenproben nachweisen lassen.
- Alle Ergebnisse führten zum Schluss, dass die teilweise erhöhten Cadmiumwerte von 1984/85 auf Verunreinigungen in den Probenahmen zurückzuführen sind, welche durch ungünstig plazierte Messstandorte (beeinflussende Drahtzäune, Strassenlampenkandelaber, etc.) verursacht wurden. Kleinräumige Standortverschiebungen und eine verbesserte Probennahme führten seither zu vertrauenswürdigeren Messwerten von Cadmium. Dementsprechend müssen die ersten Messgänge von 1984–85 als nicht aussagekräftig genug angesehen werden.
- Das Verteilungsbild der Cd-Werte der Bergerhoffstäube von 1986 und 87 stimmt gut überein mit den in der Flechtenart *Hypogymnia physodes* gemessenen, akkumulierten Cd-Gehalten des Passiven Biomonitorings (vgl. Kap. 6.1.). Da die Flechtenproben je in einem Umkreis von ca. 250 Metern um die Summationsmessstationen herum gesammelt wurden, zeigt sich daraus ebenfalls deutlich, dass erst die Messungen von 1986 und 87 als vertrauenswürdig anzusehen sind.

Bei Zink und Cadmium empfiehlt es sich, die erste doppelbestückte Jahresmessung von 1989 abzuwarten, bevor das Belastungsbild der Stadt Biel mit Cadmium eingehender beurteilt wird.

4.5. Resultate der früheren Immissions-Konzentrationsmessungen

Bei den Konzentrationsdaten zeigt sich wie erwähnt das heterogene und lückenhafte Bild der Datenlage. Weder die zeitliche noch die räumliche Kontinuität ist bei diesen aufwendigen und kostenintensiven Messungen gegeben.

4.5.1. Stickstoffdioxid NO₂

Eine Ausnahme bezüglich zeitlicher Repräsentativität stellt die vollständige Jahresmessung von NO/NO₂ des KIGA am Zentralplatz von 1985 dar. Alle andere Werte müssen als sogenannte «orientierende Mittelwerte» angesehen werden, welche mit der nötigen Sorgfalt interpretiert werden müssen (BUS 1979, Cercl'Air 1983).

Der NO₂-Jahresmittelwert am Zentralplatz 1985, der einzigen vollständigen Jahresmessung in Biel, liegt mit 57µg/m³ sehr deutlich über dem Langzeitgrenzwert der LRV von 30µg/m³ (Tab. 4.3.).

4.5.2. Schwefeldioxid SO₂

Der entsprechende «orientierende» SO₂-Jahresmittelwert liegt mit 44µg/m³ (± 15%) ebenfalls über dem Langzeitgrenzwert von 30µg/m³. Die Messung des GIUB von 1980/81 ergab einen «orientierenden» Jahresmittelwert von 47µg/m³ (± 15%). Die Grenzwertüberschreitung von SO₂ bedarf aber unbedingt einer Absicherung durch künftige Messungen (Tab. 4.3.), da in den letzten Jahren ein rückläufiger Trend beobachtet wird.

Aufschlussreiche Ergebnisse brachten die SO₂-Konzentrationsmessungen des GIUB von 1980/81 bezüglich des vertikalen Belastungsbildes von Stadt- und Jurahanggebieten. Obwohl die bisher erst «orientierende» Jahresmittelbelastung der Station Vogelsang wesentlich tiefer ausfällt als im Stadtzentrum (Zentralplatz), können doch im Winter unter bestimmten meteorologischen Bedingungen (Inversionslagen) am Jurahang kurzfristige Belastungssituationen entstehen (Fig. 4.7.).

Tab. 4.3. Resultate von früheren Immissions-Konzentrationsmessungen in Biel im Vergleich zu den Grenzwerten der LRV. Beim SO₂ und beim Schwebstaub handelt es sich um «orientierende» Jahresmittel, beim NO₂ um die Ganzjahresmessung des KIGA.

Alle Angaben in µg/m³ [Daten nach Filliger 1986].

Schadstoff	Immissionsgrenzwert	Statistische Definition
Schwefeldioxid (SO ₂)	30 µg/m ³ 100 µg/m ³ 100 µg/m ³	Jahresmittelwert (arithmetischer Mittelwert) 95% der ½-h-Mittelwerte eines Jahres ≤ 100 µg/m ³ 24-h-Mittelwert; darf höchstens einmal pro Jahr überschritten werden
Stickstoffdioxid (NO ₂)	30 µg/m ³ 100 µg/m ³ 80 µg/m ³	Jahresmittelwert (arithmetischer Mittelwert) 95% der ½-h-Mittelwerte eines Jahres ≤ 100 µg/m ³ 24-h-Mittelwert; darf höchstens einmal pro Jahr überschritten werden
Kohlenmonoxid (CO)	8 mg/m ³	24-h-Mittelwert; darf höchstens einmal pro Jahr überschritten werden
Ozon (O ₃)	100 µg/m ³ 120 µg/m ³	98% der ½-h-Mittelwerte eines Monats ≤ 100 µg/m ³ 1-h-Mittelwert; darf höchstens einmal pro Jahr überschritten werden
Schwebstaub ¹⁾ insgesamt	70 µg/m ³ 150 µg/m ³	Jahresmittelwert (arithmetischer Mittelwert) 95% der 24-h-Mittelwerte eines Jahres ≤ 150 µg/m ³
Blei (Pb) im Schwebstaub	1 µg/m ³	Jahresmittelwert (arithmetischer Mittelwert)
Cadmium (Cd) im Schwebstaub	10 ng/m ³	Jahresmittelwert (arithmetischer Mittelwert)
<p>Hinweis: mg = Milligramm; 1 mg = 0,001 g µg = Mikrogramm; 1 µg = 0,001 mg ng = Nanogramm; 1 ng = 0,001 µg Das Zeichen «≤» bedeutet «kleiner oder gleich». ¹⁾ Feindisperse Schwebstoffe mit einer Sinkgeschwindigkeit von weniger als 10 cm/s.</p>		

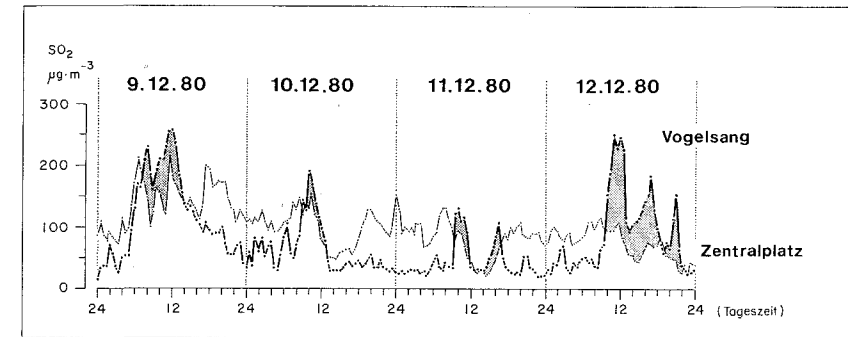


Fig. 4.7. Zeitlicher Verlauf der SO₂-Belastung in Abhängigkeit von meteorologischen Parametern im Stadtzentrum und am Jurahang während einer winterlichen Inversionssituation 1980/81 (Dezember 1980; nach Wanner 1986).

Aus diesem Grund wurde im Immissions-Messkonzept der Stadt Biel für diese Höhenlage eigens ein Messstandort (Region Beaumont: städtische Hangstation) vorgesehen.

4.5.3. Ozon (O₃)

Die Ozondaten des Sommersmog-Feldexperimentes von 1986 im Rahmen des NFP14 sind erst teilweise ausgewertet. Diese qualitativ guten und umfangreichen Daten sowie die Erkenntnisse dieses Experimentes (Schüpbach und Wanner 1987) bedürfen noch einer vertieften Betrachtung bezüglich ihrer Relevanz für die Immissionssituation der Stadt Biel und insbesondere auch für die bevorstehende Massnahmenplanung.

Mitzubeherrückichtigen in dieser Bewertung sind auch die entsprechenden Messungen des KIGA (Dufourschulhaus) sowie die neuen städtischen Ozonmessungen an der Wasenstrasse und am Burgplatz. Interessant ist auch die von Filliger (1986) vorgenommene Modellrechnung einer sommerlichen Ozonlage im Lee der Stadt Biel.

Schliesslich deuten die stadteigenen Ozonmessungen darauf hin, dass beim Sekundärschadstoff Ozon während sommerlichen und lange andauernden Schönwetterlagen Grenzwertüberschreitungen des maximalen Stundenmittelwertes, der nach LRV nur einmal im Jahr überschritten werden darf, auch im Bieler Stadtzentrum gehäuft auftreten.

In Figur 4.8. ist ein typischer Tagesgang von Ozon für eine stadtnahe Station (Stadtumlandstation in Muldenlage: Bözingenmoos) und eine stadtferne Höhenstation (Twannberg) dargestellt.

Bözingenmoos:

Das Ozon im Bözingenmoos zeigt den für Flachlandstationen charakteristischen Tagesgang mit hohen nachmittäglichen Konzentrationen und einem steilen nächtlichen Abfall der Ozonwerte. In der Nacht wird das Ozon wahrscheinlich durch chemische Reaktionen mit den in Stadtnähe erhöhten Konzentrationen von Vorläufersubstanzen (vor allem NO) in Verbindung mit meteorologischen Prozessen (Aufbau einer nächtlichen Inversion) nahezu vollständig zerstört.

Jurahöhe:

Wesentlich ausgeglichener ist der Ozontagesgang auf der Jurahöhe. Hier sind die nächtlichen Abbaureaktionen in Ermangelung genügend hoher Konzentrationen von Vorläufersubstanzen weit weniger ausgeprägt. Dies führt dazu, dass sich die Ozonbildung an den folgenden Schönwettertagen aufschaukeln kann.

4.5.4. Aethylen (C₂H₄)

In der LRV existiert noch kein Grenzwert für die Gesamtkohlenwasserstoffe und deren Fraktionen. Trotzdem ist deren Messung wichtig, wirkt doch zum Beispiel Aethylen (C₂H₄) bei den Pflanzen als Seneszenzhormon (alterungs-antreibendes Hormon).

Figur 4.9. zeigt den einzigen gemessenen Tagesgang von Aethylen. Er wurde während des Feldexperimentes im Juli 1986 zusammen mit Wasserdampf und Kohlendioxid mit dem photoakustischen Laser der ETH Zürich auf dem Parkplatz Pasquart (Seevorstadt) gemessen. Die auf Figur 4.9. ebenfalls gezeigten Ozon- und Windmessungen stammen aus dem Stadtzentrum (Messungen des KIGA beim Dufourschulhaus).

Die ausgeglichenen Kurven von Wasserdampf und Kohlendioxid sowie die schwachen, in der Richtung wechselnden Winde deuten an, dass es sich um eine austauscharme Hochdrucklage mit erheblicher Photooxidantienbildung handelt. Abgesehen vom nächtlichen Peak (parkierende Lastwagen!) sind beim Aethylen (C₂H₄) deutlich drei Spitzen zu erkennen, welche mit den Verkehrsfrequenzen korreliert sind. Dabei nehmen die Konzentra-

Tagesgang von Ozon im Raum Biel bei Bisenlage (Höhenvergleich)

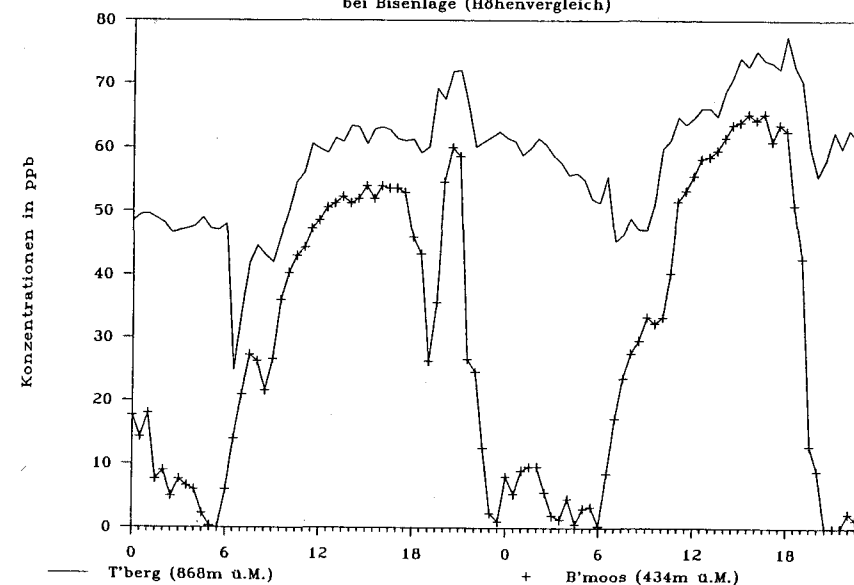


Fig. 4.8. Typischer Tagesgang von Ozon in Stadtnähe (Bözingenmoos, Muldenlage, 434 m) und entfernt von der Stadt auf der Jurakette (Twannberg, 868 m) am 15.-16. Juli 1986 (aus Schüpbach 1988).

tionswerte des auch mit Ozon reagierenden Aethylen bis zum Abend zu und erreichen Maxima von 35 ppbV (ca. 44 µg/m; Sigrist et al. 1989).

Das Ozon zeigt auch im Stadtzentrum die für Biel typischen nächtlichen Schwankungen. Tagsüber erfolgt ein Ozonaufbau bis zu Konzentrationen von etwa 75 ppbV mit einem Abfall nach 19 Uhr, welcher mit der Aethylenkurve gleichläufig ist.

4.5.5. Schwebestaub

Erste Schwebestaub-Konzentrationsmessungen des GIUB von 1980/81 ergaben für die Messstandorte Zentralplatz und Vogelsang «orientierende» Jahresmittelwerte, die deutlich unter den entsprechenden Langzeitgrenzwerten der LRV liegen (Tab. 4.3.). Messungen dieses Parameters sollten unbedingt durch aktuelle Daten abgesichert werden.

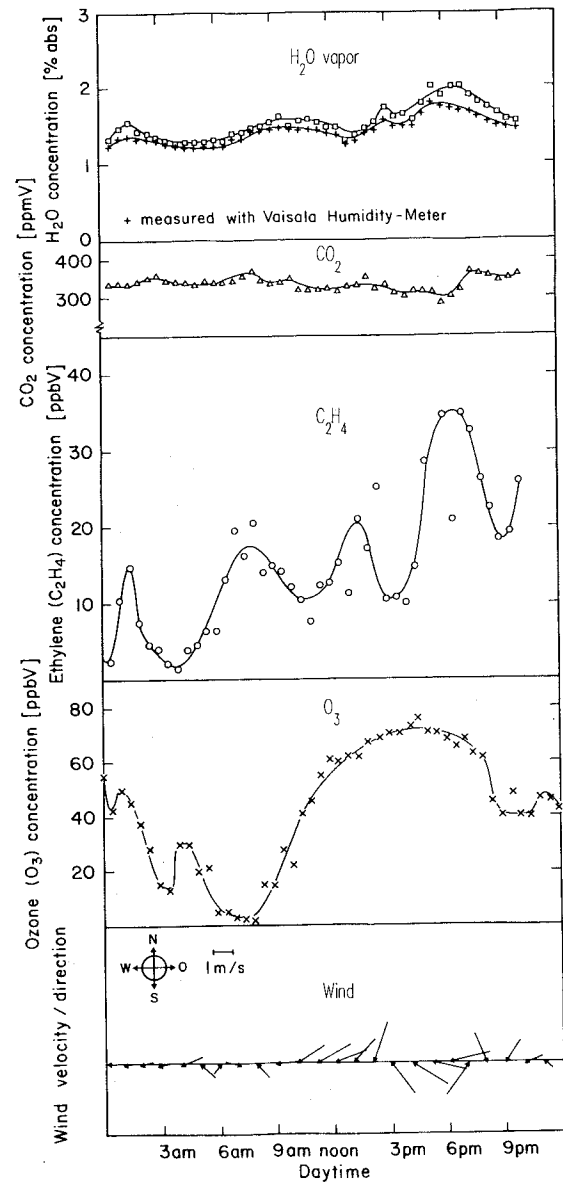


Fig. 4.9. Tagesgänge von H_2O , CO_2 und C_2H_4 (Parkplatz Seevorstadt) sowie O_3 und Wind (Dufourschulhaus; vgl. Schüpbach 1988 sowie Sigrist et al. 1989).

4.5.6. Kohlenmonoxid CO

Episodische CO-Messungen sind bisher nur vom KIGA im Schulhaus Dufour-Ost durchgeführt worden. Im Rahmen der künftigen stadt eigenen Messungen sollte auch diesem Primärschadstoff, welcher eine humantoxikologische Bedeutung aufweist (Atemgift: Carboxyhämoglobin HbCO), besonders in Strassennähe mehr Beachtung geschenkt werden.

4.6. Resultate der aktuellen Immissions-Konzentrationsmessungen des Stadtchemikeramtes

Täglich stellt die Lufthygienefachstelle ein Pressebulletin der Messresultate (Messung 00.00–24.00 Uhr des Vortages) der Schadstoffe SO_2 , NO_2 und Ozon zusammen. Dieses Bulletin beinhaltet die entsprechenden Tagesmittelwerte, und ermöglicht den Vergleich mit den Werten des Vortages. Gleichzeitig werden die erzielten Messwerte verglichen mit den LRV-Grenzwerten für Tagesmittel, resp. Stundenmittelwert bei Ozon.

Das aktuelle Tagesbulletin ist über das Immissionstelefon des Stadtchemikeramtes abrufbar und wird auch der Teletextzentrale täglich weitergeleitet. Über Teletext werden die Tagesmittelwerte von SO_2 , NO_2 und Ozon (max. Stundenmittel) der Referenz-Messstelle in einer relativen Säulendarstellung geboten, welche optisch den Direktvergleich mit den LRV-Grenzwerten erleichtert.

In einem Monatsbulletin werden ferner die Tagesmittelwerte von SO_2 und NO_2 sowie die maximalen Ozonstundenmittelwerte zusammengestellt und die entsprechenden Grenzwertüberschreitungen protokolliert.

4.6.1. Erste Jahresmessung der Immissionskonzentration des Stadtchemikeramtes

Die erste vollständige Jahresmessung des Stadtchemikeramtes der Immissionskonzentrationen für SO_2 und NO_2 ist in den Figuren 4.10. und 4.11. festgehalten.

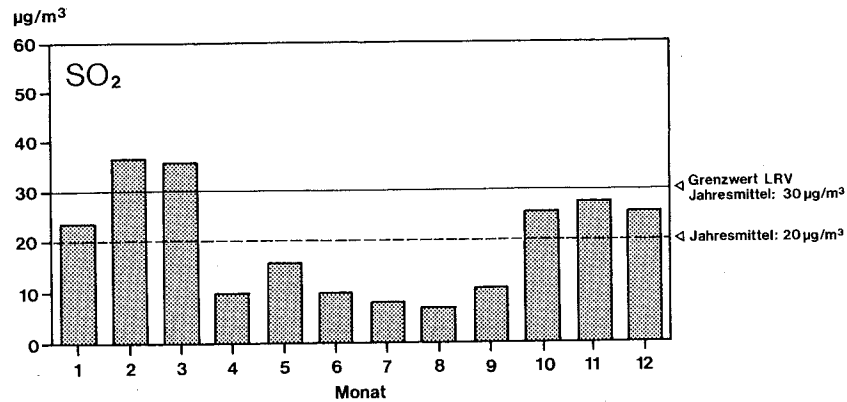


Fig. 4.10. Erste Ganzjahresmessung (1988) der Immissionskonzentration von Schwefeldioxid (SO_2) des Stadtchemikeramtes am Messstandort Burgplatz und z. T. Wasenstrasse.

Dargestellt sind die Monatsmittelwerte, der Jahresmittelwert und der Immissionsgrenzwert nach Luftreinhalte-Verordnung LRV.

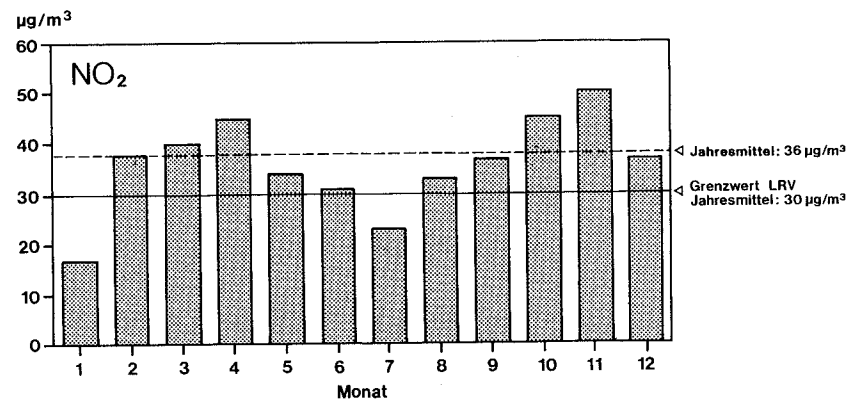


Fig. 4.11. Erste Ganzjahresmessung 1988 des Stadtchemikeramtes der Immissionskonzentration von Stickstoffdioxid (NO_2) am Messstandort Burgplatz und z. T. Wasenstrasse.

Dargestellt sind die Monatsmittelwerte, der Jahresmittelwert und Immissionsgrenzwert nach Luftreinhalte-Verordnung LRV.

Schwefeldioxid (SO_2)

Die Grafik für SO_2 (Fig. 4.10.) zeigt den typischen Jahresverlauf mit hohen Schadstoffwerten im Winterhalbjahr und sehr tiefen Werten im Sommerhalbjahr. Der Jahresmittelwert von 1988 liegt für SO_2 bei $20\mu\text{g}/\text{m}^3$ und, unter Berücksichtigung seiner Schwankungsbreite, unterhalb des Immissionsgrenzwertes der LRV von $30\mu\text{g}/\text{m}^3$. Der Grenzwert für den Tagesmittelwert war in der gesamten Messperiode nur einmal überschritten und liegt damit für 1988 im Toleranzbereich der LRV. Wie bereits von den SO_2 -Summationsmessungen her bekannt, zeigt sich auch bei der SO_2 -Konzentrationsmessung von 1988 der rückläufige Trend in der SO_2 -Belastung. Zusätzliche Vergleiche mit den bisherigen «orientierenden» Messungen und den Modellrechnungen aus der Mitte der 80er Jahre stützen diese Beobachtung. Allerdings muss bei diesen Vergleichen berücksichtigt werden, dass die Jahresmessung von 1988 nicht an einem extrem stark belasteten Standort erfolgte und insbesondere meteorologische Besonderheiten zu berücksichtigen sind. Für aussagekräftigere Vergleiche sind daher unbedingt weitere Jahreswerte abzuwarten, da im Falle von NO_2 zusätzlich Daten von 12 Standorten aus der ganzen Stadt bereitstehen werden.

Stickstoffdioxid (NO_2)

Erwartungsgemäss zeigt sich beim NO_2 eine geringere jahreszeitliche Schwankung als beim SO_2 ; höhere Schadstoffwerte wurden jedoch ebenfalls im Winterhalbjahr registriert (Fig. 4.11.).

Der für 1988 festgestellte Jahresmittelwert von $\text{NO}_2 = 36\mu\text{g}/\text{m}^3$ liegt, unter Berücksichtigung seiner Schwankungsbreite, im Grenzbereich gemäss LRV. Der Tagesmittelwert war in der gesamten Messperiode 1988 ebenfalls nur einmal überschritten und liegt damit im Toleranzbereich der LRV.

Meteorologische Besonderheiten der ersten Jahresmessung

Die meteorologische Situation von 1988 weist einige auffällige Besonderheiten auf, die es bei der Interpretation der Immissionsmessungen zu beachten gilt:

Durch das weitgehende Fehlen von tiefen Temperaturen und markanten Inversionsperioden in den Wintermonaten des Jahres 1988 hat auch die

SO₂- und NO₂-Belastung nicht das übliche Ausmass angenommen. Dies zeigen auch Vergleichswerte von Messungen aus anderen Regionen der Schweiz, so z.B. aus der Region Zürich. In Wallisellen, dem Referenz-Messstandort des Kantons Zürich (Agglomeration), betragen die Jahresmittelwerte 1988 für SO₂ 13 µg/m³ und für NO₂ 45 µg/m³, gegenüber 19–26 µg/m³ für SO₂ bei einem Mittelwert \bar{x}_{85-87} 24 µg/m³ und für NO₂ 39–54 µg/m³ bei einem Mittelwert \bar{x}_{85-87} 50 µg/m³ in den Jahren 1985–1988 (ATAL 1985, 1986, 1987 und 1989).

4.7. Biologische Immissionserhebungen

4.7.1. Der Ansatz der Bioindikation mit Flechten

Seit Jahrzehnten schon werden epiphytische (baumbewohnende) Flechten als Bioindikatoren der Luftverschmutzung eingesetzt. Dabei macht man sich die aussergewöhnlich hohe Empfindlichkeit der Flechten gegenüber Luftschadstoffen zunutze: Als Symbioseorganismen (Pilz und Alge in Lebensgemeinschaft) stellen Flechten ein äusserst störungsanfälliges Gleichgewicht dar. Sie reagieren auf kleinste Beeinträchtigungen der Luftqualität. Im allgemeinen sind Flechten etwa zehnmal empfindlicher als höhere Pflanzen und gelten daher zu Recht als Frühwarnsystem der Luftverschmutzung (vgl. auch Kap. 6.1.).

4.7.2 Kalibrierte Flechtenindikationsmethode

Im Rahmen des Nationalen Forschungsprogrammes 14 (Lufthaushalt und Luftverschmutzung in der Schweiz) entwickelten Mitarbeiter der Arbeitsgemeinschaft Bioindikation am Systematisch-Geobotanischen Institut der Universität Bern die praxisrelevante und an die speziellen Verhältnisse im Schweizer Mittelland angepasste «Kalibrierte Flechtenindikationsmethode» (Synonym: Schweizer Flechtenindikations-Methode). Diese Methode resultiert aus einer breiten Evaluation verschiedener Flechtenzustandsparameter und einer Eichung (Kalibration) dieser Parameter mit technischen

Luftmessdaten anhand von drei unabhängigen, geländedifferenzierten Messnetzen: Region Biel-Seeland, NABEL und Mittelland (Herzig et al. 1985, 1986, 1988 und 1989, Urech et al. 1986 und 1989).

Recht genau lässt sich heute mittels dieser Kalibrierten Flechtenindikationsmethode die Gesamtschadstoffbelastung der Luft (mit dem Gesamtbelastungsindikator IAP18) quantitativ ermitteln. Diese lufthygienische Belastung umfasst die phytotoxischen Luftschadstoffe, darunter auch die bekannten Stoffe SO₂, NO, NO₂, Ozon, Staubbiederschlag und Schwermetalle, in ihrer gesamtheitlichen Schadwirkung, wie sie weitgehend auch für höhere Pflanzen, Tiere und Menschen wirksam sind.

Die Kalibrierte Flechtenindikationsmethode unterscheidet fünf Zonen unterschiedlicher Flechtenschädigung (Wirkungskataster), welche dank der hohen multiplen Korrelation mit den technisch gemessenen Luftschadstoffen als Zonen unterschiedlicher lufthygienischer Gesamtbelastung (Gesamtmissionskataster) gelten dürfen.

Damit eignet sich die Kalibrierte Flechtenindikationsmethode sehr gut für die räumliche Erfassung von lufthygienischen Problemgebieten, welche Massnahmenpläne bedürfen. Weiter ermöglicht sie einen raschen und detaillierten Überblick über das Gesamtmissionsmuster eines Grossraumes im Sinne eines Frühwarnsystems, welches schon reagiert, bevor für höhere Pflanzen, Tiere und Menschen irreversible Schäden entstehen.

Die Bioindikation der lufthygienischen Gesamtbelastung und die technischen Einzelschadstoffmessungen sind einander sinnvoll ergänzende Messmethoden, keine ist durch die andere ersetzbar. Die Anwendung der Kalibrierten Flechtenindikationsmethode steht im Einklang mit Art. 27, Abs. 2 der LRV: Als Erhebung stellt sie eine wertvolle flankierende Grundlagenuntersuchung für das Aufstellen der gesetzlich geforderten Massnahmenpläne dar.

4.7.3. Wirkungs- und Gesamtmissionskataster mittels Flechten der Region Biel

Lage und Ausdehnung dieses «Wirkungs- und Gesamtmissionskatasters» der Untersuchungsregion Biel ist in Abb. 6.5. (Kapitel 6.1.) ersichtlich und erlaubt die folgende Interpretation der ganzheitlichen Immissionsituation:

- Die Zone *«Flechtenwüste»*, welche eine *«Kritische Gesamtimmisionsbelastung»* repräsentiert, bedeckt *grössere Gebiete der Bieler Innenstadt*. Sie bezeichnet jene Gebiete in denen mit grösster Wahrscheinlichkeit mit Grenzwertüberschreitungen (Langzeit- und Kurzzeitgrenzwerte) der in der Luftreinhalteverordnung LRV beschränkten Luftschadstoffe NO₂ und SO₂ gerechnet werden muss. Im untersten Bereich dieser Zone können zusätzlich die Jahresmittel der Schadstoffe Schwebestaub, Staubniederschlag und Blei über den Grenzwerten liegen.
- Die nachfolgende Zone der *«Inneren Kampfzone»* umspannt einerseits in einem Gürtel die Flechtenwüste der Innenstadt, findet sich aber auch an verschiedenen Orten ausserhalb der Stadt, so im Industriegebiet Bözingenmoos/Allmend, im Aegertenmoos und z. T. in Dorfkernen (Worben, Aegerten, Orpund, Safneren, Meinsberg, Pieterlen) östlich von Biel und repräsentiert die Zone *«Starke Gesamtbelastung»*. In dieser Gesamtbelastungszone ist die Wahrscheinlichkeit von Grenzwertüberschreitungen der Primärschadstoffe NO₂ und SO₂ deutlich geringer; Grenzwertüberschreitungen von Schwebestaub, Staubniederschlag und Blei sind in dieser Gesamtbelastungszone kaum mehr zu erwarten.
- *Grosse Gebiete der Region Biel* sind der *«Äusseren Kampfzone»* zugeordnet und repräsentieren eine *«Mittlere Gesamtbelastung»*, was auf eine nicht zu vernachlässigende Vorbelastung weiter Teile der Untersuchungsregion hindeutet. In der Zone *«Mittlere Gesamtbelastung»* vermindert sich die Wahrscheinlichkeit von Grenzwertüberschreitungen der Primärschadstoffe NO₂ und v.a. von SO₂ nochmals deutlich, kann jedoch für NO₂ nach bisheriger Erfahrung aus den Mittelland-Messstationen nicht ganz ausgeschlossen werden. Grenzwertüberschreitungen von Schwebestaub, Staubniederschlag und Blei sind in dieser Gesamtbelastungszone nicht mehr zu erwarten.
- *Lufthygienisch bessere Gebiete* befinden sich vor allem *im Westen der Stadt*, insbesondere die *«Normalzone»*, welche sich nur in *Höhenlagen und am Seeufer westlich und südlich von Biel* findet. Sie repräsentiert jene Gebiete mit der *«Sehr geringen Gesamtbelastung»*, also der besten Luftqualität. Die *«Übergangszone»* (*«Geringe Gesamtbelastung»*) umschliesst einerseits die Normalzone, zeigt sich aber auch im Gebiet Längholz/Chräjenberg und in verschiedenen anderen kleinräumigen Gunstzonen.

- In der *«Übergangszone»*, (*«Geringe Gesamtbelastung»*) ist kaum mehr und in der *«Normalzone»*, (*«Sehr geringe Gesamtbelastung»*) nicht mehr mit Grenzwertüberschreitungen der in der LRV limitierten Primärschadstoffe zu rechnen.

Figur 4.12. zeigt den Vergleich der Summationsmessstationen von Biel (Erhebung 1983/84) mit den Immissions-Konzentrationsmessstationen des Schweizer Mittellandes (Erhebung 1985/86) bezüglich der lufthygienischen Gesamtbelastung mittels Kalibrierter Flechtenindikationsmethode (mit Gesamtbelastungsindikator IAP18).

Obschon die technischen Immissionsmessungen in den verschiedenen Messnetzen nach unterschiedlichen und miteinander nicht vergleichbaren Messmethoden erfolgten, erlaubt es die Gesamtimmisionserfassung mittels Flechten (IAP18), alle Untersuchungsstandorte *«auf denselben Nenner»* zu bringen, womit Quervergleiche ermöglicht werden.

Aus diesem Vergleich lässt sich weiter entnehmen, dass die *Gesamtimmisionsbelastung des Bieler Stadtzentrums* zwar zur Zone *«Kritische Gesamtbelastung»* gezählt werden muss, dass sie *jedoch nicht ganz das Ausmass der grossen Schweizerstädte Zürich, Basel, Genf und Lugano erreicht, sondern im Belastungsbild zwischen den Städten Weil am Rhein und Aarau liegt*. Weiter ersichtlich ist auch, dass die Immissionszone *«Sehr geringe Gesamtbelastung»* an der zur Stadt hin sehr isolierten und gut durchlüfteten Station *«Nidau-Strandbad»* ebenfalls festgestellt werden konnte.

Als *lufthygienisches Problemgebiet*, welches nicht weiter durch Emissionen und Immissionen belastet werden sollte, muss auf jeden Fall die *«Flechtenwüste»* mit *«Kritischer Gesamtbelastung»* bezeichnet werden. Aber auch die *«Innere Kampfzone»* mit *«Starker Gesamtbelastung»* muss als *potentielles Problemgebiet* angesehen werden. Zu ähnlichen Ergebnissen führen auch die Modellrechnungen für die Leitschadstoffe SO₂ und NO₂ (vgl. Kap. 5.).

4.7.4. Passives Biomonitoring mittels Flechten

Flechten sind ebenfalls bekannt als gute Akkumulationsorganismen für Schwermetalle und weitere Elemente (sogenannte Biomonitoren).

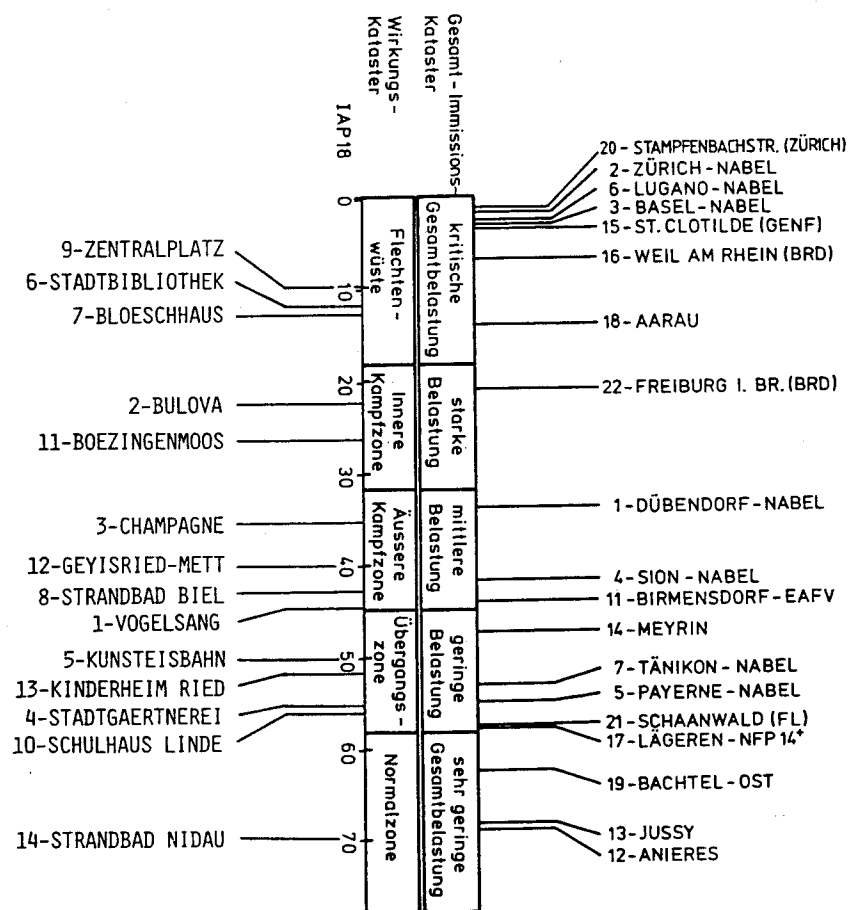


Fig. 4.12. Vergleich der 'lufthygienischen Gesamtbelastung' an den Summations-Messstationen von Biel und Konzentrations-Messstationen im Schweizerischen Mittelland mit Kalibrierter Flechtenindikationsmethode (Herzig und Urech 1988). Einordnung der Stationen in den 'Wirkungs- und Gesamtimmisionskataster' mittels Gesamtbelastungsindikator IAP18 (vgl. Abb. 6.9., Kap. 6.1.).

In der Testregion Biel und in den NABEL-Stationen konnten im Rahmen der NFP14-Bioindikationsstudie in Zusammenarbeit mit der Eidgenössischen Anstalt für das Forstliche Versuchswesen Birmensdorf an rund 300 standortgerechten, also nicht künstlich exponierten Proben der Blattflechte *Hypogymnia physodes* über 20 verschiedene Elemente, darunter auch wichtige Schwermetalle sowie Gesamtschwefel und Chlorid, gemessen werden. Viele dieser Elemente zeigen hohe Korrelationen mit dem Luftgesamtbelastungsindikator IAP18. *Hypogymnia physodes* weist gute Fangeigenschaften für wichtige Luftschadstoffe auf: Für Blei und Kupfer konnte das Passive Biomonitoring mit den in Biel und z.T. im NABEL-Messnetz vorliegenden Bergerhoff-Depositionsmessungen geeicht werden (vgl. Kap. 6.1.).

Mit einer einmaligen Multi-Elementanalyse von Flechtenproben lässt sich so sehr einfach abschätzen, ob an einem Standort überhaupt eine Gefahr von Grenzwertüberschreitungen gemäss LRV besteht (z.B. Pb, Zn, Cd), welche anschliessend mit einer gesetzeskonformen, ganzjährigen Depositionsmessung verifiziert werden kann.

4.8. Vorläufige Bewertung der Immissionssituation der Stadt Biel

Die technischen Immissionsdaten von Einzelschadstoffen stellen im Vergleich zu den Grenzwerten der Luftreinhalte-Verordnung LRV die Qualitätsindikatoren der Luftgüte am Ort der Schadstoffeinwirkung dar. Das wirkungsbezogene Messsystem der 'Kalibrierten Flechtenindikationsmethode' erlaubt in diesem Zusammenhang die Erhebung der lufthygienischen Gesamtbelastung (Gesamtimmisionsbelastung).

Die Überwachung der Immissionsbelastung dient nach der Luftreinhalte-Verordnung hauptsächlich der Vorsorge, also der Prävention von Mensch, Tier, Pflanzen und der Umwelt vor immissionsbedingten Schäden oder Belästigungen. Zudem erlaubt diese Überwachung eine Kontrolle, ob die vorsorglichen Emissionsgrenzwerte in einem bestimmten Gebiet ausreichen, um die Luftqualität auf einem umweltverträglichen Niveau zu halten.

Eine abschliessende und flächendeckende Bewertung der umfangreichen und heterogenen Daten und Kenntnisse zur Immissionssituation der Stadt Biel kann im jetzigen Zeitpunkt noch nicht geliefert werden.

Immerhin lassen sich bezüglich der Immissionssituation aufgrund der bisherigen Erkenntnisse folgende Charakteristiken feststellen:

- Im Belastungsbild mit primären und sekundären Luftschadstoffen zeigen sich auch in Biel ausgeprägte tages- und jahreszeitliche Unterschiede. Die mehr primären Schadstoffe NO/NO₂ und SO₂ erreichen in den Wintermonaten ihre Belastungsspitzen. Kurzfristig betrachtet spiegeln sie sehr deutlich die Intensität der menschlichen Aktivitäten mit den täglich wiederkehrenden Verkehrsspitzen bzw. Spitzen im Energie- und Wärmekonsum wider.
- Das Belastungsbild mit Luftschadstoffen ist in Biel wesentlich geprägt durch die topographisch bedingte Inversionsanfälligkeit der Stadt. Dies kann im Winter während lange andauernden Inversionswetterlagen dazu führen, dass kurzzeitige Belastungsspitzen von Primärschadstoffen entstehen, wie sie sonst für grössere Schweizerstädte typisch sind. Im Sommer begünstigt Strahlungsangebot zusammen mit der Erwärmung die Ozonbildung. Abgesehen von regionalen Modifikationen (z.B. Jura-südhang) fügt sich jedoch die sommerliche Ozonsituation der Stadt Biel recht gut ein in den im ganzen Schweizer Mittelland festgestellten «Ozonsee».
- Die Belastung mit SO₂ ist aufgrund erfolgreicher Emissionsbeschränkungen bereits seit Jahren rückläufig und hat in der Stadt Biel bereits wieder etwa den Stand der späten 60iger Jahre erreicht. Über den längerfristigen Trend der NO/NO₂-Belastung kann zurzeit noch nichts Konkretes ausgesagt werden, da die entsprechenden Langzeit-Messreihen fehlen. Mittelfristig werden sich jedoch besonders die Katalysator-technik (Motorfahrzeuge) und die Low-NO_x-Technik (Feuerungsbereich) positiv bemerkbar machen, wie dies Modellrechnungen aufzeigen (vgl. Kap. 5.3.). Ähnliches gilt hoffentlich auch für das Ozon!
- Die Erhebung der lufthygienischen Gesamtbelastung mittels Flechten ergibt auch für das Stadtzentrum von Biel eine «Flechtenwüste», was einer «Kritischen Gesamtbelastung» entspricht. Der Vergleich mit den grossen Schweizerstädten Zürich, Basel und Genf zeigt jedoch deutlich, dass die Langzeitbelastung in Biel etwas geringer ausfällt.

- Während noch vor wenigen Jahren auch SO₂ zu den für Biel sehr problematischen Luftschadstoffen gezählt werden musste, zeigen die neuesten Messungen eine stetige Verbesserung der Situation an. Eine räumlich differenzierte Überwachung auch der SO₂-Belastung ist aber weiterhin notwendig. Im Vordergrund für die bevorstehende lufthygienische Massnahmenplanung gemäss LRV steht die derzeitige NO₂- und die davon indirekt abhängige Ozon-Belastung, da in beiden Fällen in der Stadt Biel Grenzwertüberschreitungen festgestellt wurden.
- Die stadt-eigenen Immissionsmessungen gemäss Stichproben-Messkonzept werden mittelfristig zu einer besseren räumlichen und zeitlichen Differenzierung des Belastungsbildes führen und liefern zusätzlich Grundlagen für die Massnahmenplanung und die lufthygienische Erfolgskontrolle.

Literatur

- Aeschbacher, R. und R. Meli, 1977: Die Schwefeldioxid-Belastung der Bieler Stadtluft. Hausarbeit am Sekundarlehrant. Geographisches Institut der Universität Bern.
- ATAL- Amt für technische Anlagen und Lufthygiene des Kanton Zürich : Messwerte der Luftbelastung 1985, 1986, 1987, 1988. Kantonale Informationsstelle Zürich. Pressemitteilung.
- Arbeitsgemeinschaft Bioindikation, Meteotest und Infrac, 1988: Empfehlungen für ein Immissions-Messkonzept der Stadt Biel. Stadtchemikeramt der Stadt Biel: Fachstelle Luftreinhaltung.
- Berlincourt, P. und R. Rickli, 1983: Klimatisch-Lufthygienische Untersuchungen im Raum Biel-Seeland: Immissionsmessungen des Geographischen Institutes der Universität Bern.
- Berlincourt, P., 1988: Les émissions atmosphériques de l'agglomération de Bienne. Geographica Bernensia G28, Geographisches Institut Universität Bern.
- BUS, 1980: Empfehlungen zur Messung und Beurteilung von Stickstoffdioxid-(NO₂)-Immissionen.
- BUS, 1979: Empfehlungen zur Messung und Beurteilung von Schwefeldioxid-(SO₂)-Immissionen.
- BUS, 1987: Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 68: Stichprobenverfahren für Immissionsmessungen unter Verwendung von Daten einer kontinuierlich messenden Referenzstation.

- BUS, 1987: Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 69: Stichprobenverfahren für Immissionsmessungen.
- Cercl' Air, 1983: Schweiz. Gesellschaft der Lufthygieniker: Empfehlung Nr. 3: Gasförmige Immissionen. Erfassung, Auswertung und Präsentation der Messwerte.
- Drimmel, J., 1975: Zur Theorie und Praxis der SO₂-Messung nach Liesegang. *Wetter und Leben*, 27: 15–22.
- EDI, 1986: Luftreinhalte-Verordnung (LRV) vom 16. 12. 1985. EDMZ, Bern.
- Energiekonzept EKS, 1986: Bericht zur Umweltbelastung. Geographisches Institut, Gruppe für angewandte Klimatologie und Systematisch-Geobotanisches Institut, Arbeitsgruppe Bioindikation, Universität Bern.
- Filliger, P., 1986: Die Ausbreitung von Luftschadstoffen – Modelle und ihre Anwendung in der Region Biel. *Geographica Bernensia G14*, Geographisches Institut der Universität Bern.
- Herzig, R., M. Urech und L. Liebendörfer, 1985: Flechten als biologische Indikatoren der Luftverschmutzung in der Schweiz: NFP14 – Methodenentwicklung in der Region Biel-Seeland. Systematisch-Geobotanisches Institut Universität Bern.
- Herzig, R., M. Urech und L. Liebendörfer, 1987: Flechten als biologische Indikatoren der Luftverschmutzung in der Schweiz: Methoden-Evaluation und Eichung mit wichtigen Luftschadstoffen. *VDI-Berichte*, 609, 619–639.
- Herzig, R. und M. Urech, 1988: Flechten als Bioindikatoren: Integriertes biologisches Messsystem der Luftverschmutzung für das Schweizer Mittelland. Dissertation, Systematisch-Geobotanisches Institut Universität Bern.
- Herzig, R., M. Urech, L. Liebendörfer, K. Ammann, M. Guecheva and W. Landolt, 1989: Passive Biomonitoring with lichens as a part of an integrated biological measuring system for monitoring air pollution in Switzerland. *Int. J. Environ. Anal. Chemistry*, Vol. 35/1, 43–57.
- Kantonales Amt für Industrie, Gewerbe und Arbeit, Abteilung Umweltschutz, 1986: Staubniederschlagsmessung Region Biel (Umgebung der Kehrrechtverbrennungsanlage MÜRA), Zwischenbericht.
- Kantonales Amt für Industrie, Gewerbe und Arbeit, Abteilung Umweltschutz, 1988: Immissionsmessungen Biel 1986/1987.
- KUS, 1988 – Koordinationsstelle für Umweltschutz des Kantons Bern: Die Schwermetallbelastung von Böden in der Region Biel. Schlussbericht.
- Liebendörfer, L., R. Herzig, M. Urech und K. Ammann, 1988: Evaluation und Kalibrierung der Schweizer Flechten-Indikationsmethode mit wichtigen Luftschadstoffen. *Staub-Reinhalte der Luft*, 48, 233–238.
- Meteotest, Arbeitsgemeinschaft Bioindikation und Infrac, 1988: Vorstudie für den Vollzug der Luftreinhalte-Verordnung (LRV) in der Stadt Biel. Polizeidirektion und Stadtchemikeramt Biel.
- Rickli, R., 1982: Wind- und Temperaturfeld im Raum Biel während dem Winterhalbjahr 1980/81. Geographisches Institut der Universität Bern.
- Rickli, R., 1988: Untersuchungen zum Ausbreitungsklima der Region Biel. *Geographica Bernensia G32*, Geographisches Institut der Universität Bern.

- Schüpbach, E., 1984: Statistische und computergestützte Auswertung von Immissionsdaten der Stadt Biel 1980–1982 und ihre Abhängigkeit von meteorologischen Parametern. Geographisches Institut der Universität Bern.
- Schüpbach, E., 1988: Zur Dynamik von photochemischem Smog über komplexer Topographie. Fallstudie Biel-Bienne. Geographisches Institut der Universität Bern.
- Schüpbach, E. und H. Wanner, 1987: Feldexperiment zum photochemischen Smog in der Region Biel (Juli 1986) – Datenkatalog: Informationen und Beiträge zur Klimaforschung 21. Geographisches Institut der Universität Bern.
- Sigrist, M. W., S. Bernegger and P. L. Meyer, 1989: Infrared-laser photoacoustic spectroscopy. *Infrared Phys.*, 29, 805–814.
- Urech, M., R. Herzig, L. Liebendörfer, und K. Ammann, 1986: Flechten als biologische Indikatoren der Luftverschmutzung in der Schweiz – NFP14: Methodenüberprüfung an den Nabelstationen. Systematisch-Geobotanisches Institut Universität Bern.
- Urech, M., R. Herzig und K. Ammann, 1988: NFP14: Lufthaushalt und Luftverschmutzung in der Schweiz. Flechten als biologische Indikatoren der Luftverschmutzung in der Schweiz – Schlussbericht. Integriertes biologisches Messsystem der Luftverschmutzung für das Schweizer Mittelland. Systematisch-Geobotanisches Institut Universität Bern.
- Wanner, H., 1986: Die Grundstrukturen der städtischen Klimamodifikation und deren Bedeutung für die Raumplanung. *Jahrbuch der Geographischen Gesellschaft Bern*, 55, 67–84.

5. Modelle

5.1. Modèles physiques

J.-A. HERTIG

Summary

This chapter discusses the difficulties and limitations of scale model simulation of atmospheric processes. The criteria of similarity and the equipment required to achieve simulations of sufficient quality are described.

A case study using scale model simulation was done in Biel. Several different topographical models were employed to study ventilation and air quality. Small scale models (1:25'000–1:10'000) were used to simulate convective cells in an urban heat island, the interaction between local wind systems and the southwesterly, northeasterly and northerly synoptic winds, as well as the influence of the Taubenloch wind (the Taubenloch is a deep canyon in the Jura mountains).

Concentrations of pollutants measured using a model on a scale of 1:2'000 are compared to values calculated with a Gaussian plume model to check the quality of immission forecasts. The influences of the Reynold number and stable thermal stratification on these concentrations were also studied. Concentration measurements of industrial emissions for southwesterly and northeasterly winds are presented as an example.

Résumé

Les possibilités offertes par les simulations sur maquettes ainsi que les limites et les difficultés techniques sont présentées dans ce chapitre. Une description des critères de similitude fixe les conditions requises pour obtenir une qualité acceptable des simulations et permet de définir les installations nécessaires.

Le cas de Bienne a servi de référence pour la mise au point des techniques de simulation. Quatre maquettes d'échelles différentes ont été utilisées afin d'étudier la ventilation et la qualité de l'air dans cette région. On a notamment étudié sur une

maquette à l'échelle 1:25'000–1:10'000, l'allure des cellules convectives de l'îlot de chaleur et l'interaction entre les brises de pentes et les vents en altitude des secteurs sud-ouest, nord-est (bise) et nord.

Une comparaison des résultats obtenus sur maquette 1:2'000, avec les mesures in situ ou des calculs, a montré que la qualité des prévisions d'immissions est bonne. L'influence du nombre de Reynolds ainsi que d'une stratification thermique stable sur les concentrations a été analysée. Des cartes de concentrations provenant d'émissions industrielles sont présentées, à titre d'exemple, pour les vents du sud-ouest et de bise.

Zusammenfassung

Im folgenden Beitrag werden die bei der physikalischen oder Laborsimulation meteorologischer Prozesse auftretenden Schwierigkeiten diskutiert. Dabei werden die zu beachtenden Ähnlichkeitskriterien sowie die davon abgeleiteten, notwendigen Installationen beschrieben.

Die Bieler Studie diente unter anderem dem Ausbau möglicher Simulationstechniken. Dabei wurde die Ausbreitung von Luftschadstoffen anhand von topographischen Modellen studiert. In den Massstäben 1:25'000–1:10'000 wurden das Verhalten von Konvektionszellen bei verschiedenen Wärmeinselintensitäten sowie die Wechselwirkungen zwischen lokalen Windsystemen und synoptischen Winden aus Südwest, Nordost (Bise) und Nord simuliert.

Die Schadstoffkonzentrationen eines Versuches auf einer Maquette im Massstab 1:2'000 wurden mit den Berechnungen eines Gaussmodells verglichen. Dabei konnte insbesondere der Einfluss der Reynoldszahl sowie stabiler Schichtungen auf die Ausbreitung untersucht werden. Schliesslich konnte je für einen Südwest- und Nordostwindfall eine Konzentrationskarte, hervorgerufen durch die wichtigsten industriellen Emittenten, entworfen werden.

5.1.1. Introduction

La modélisation physique consiste à reproduire les phénomènes naturels sur des modèles ou maquettes à petites échelles. Lorsqu'il s'agit de simuler les phénomènes se produisant dans l'atmosphère, on a recours à des souffleries aérodynamiques ou à des veines hydrauliques.

La théorie des maquettes a suivi de près l'évolution des connaissances en mécanique des fluides. On doit à Buckingham (1914) la première théorie homogène de similitude, puis Prandtl et Eiffel ont mis en évidence l'importance pratique du recours à des nombres sans dimension; en particulier du nombre de Reynolds, ceci par leurs études de critères de turbulence à l'aide de corps sphériques.

Utilisées couramment, dès le début du siècle, pour les études d'avions, les souffleries aérodynamiques n'ont été appliquées à la simulation des écoulements atmosphériques qu'après 1945. En effet, si c'est en 1929 qu'Abe a simulé pour la première fois des écoulements atmosphériques autour du Mont-Fuji, au Japon, ce n'est qu'entre 1950 et 1952 que Cermak a simulé en soufflerie les vents et les échanges d'humidité au-dessus du lac Hefner (Cermak et Koloseus 1953).

On doit l'idée de simuler les vents forts par une couche limite turbulente, à Jensen (Jensen et Frank 1963). En ce qui concerne les simulations des écoulements atmosphériques en terrain complexe, diverses expériences ont été menées en veines hydrauliques. Les variations de densité sont simulées en utilisant de l'eau salée. Cermak a utilisé une soufflerie à couche limite thermique (meteorological wind tunnel), soufflerie dans laquelle il est possible de chauffer, ou de refroidir, le plancher et le plafond de la veine. Plus récemment, cette technique a été modifiée (Hertig 1986) en vue de permettre la simulation des brises de pentes, des vents de vallées et des inversions au-dessus de maquettes à échelle variant entre 1/2'000 et 1/25'000. C'est cette technique modifiée qui a été utilisée pour la reproduction des écoulements atmosphériques se produisant dans la région de Bienne.

Outre la réponse aux questions relatives aux écoulements et à la ventilation de la ville, les expériences décrites ci-après avaient également pour but de tester les méthodes expérimentales. En particulier, il était important, au début du projet, de mettre à l'épreuve le concept de modélisation à diverses échelles choisies de manière complémentaire. Comme nous le verrons au chapitre suivant, les conditions de similitude sont si draconiennes qu'il

n'est pas possible de simuler tous les phénomènes intéressants, avec une précision suffisante, sur les maquettes à petites échelles. On doit ainsi recourir également à des essais complémentaires sur maquettes à plus grande échelle.

En plus de la méthodologie de mise en oeuvre de plusieurs maquettes, le projet devait permettre de tester la qualité des résultats, fournir des conditions de calage de modèles numériques et évaluer la qualité des simulations du transport et de la dispersion des polluants en milieu urbain. Pour ce faire, quatre maquettes ont été utilisées (voir chapitre 5.1.5. et tableau 5.1.).

Il est important de relever que les techniques de modélisations physiques analysées ici sont adaptées à l'étude d'épisodes météorologiques particuliers et qu'il n'est pas prévu de les utiliser pour l'établissement de moyennes annuelles.

Les modèles sont exploités en règle générale sur un mode stationnaire. Ceci signifie que l'épisode considéré doit présenter une constance des champs de vitesses, de températures et des émissions durant une période de quelques heures, correspondant au temps de passage des masses d'air au-dessus de la région considérée. Les accumulations de polluants ne sont pas prises en compte ici. Notons que le cycle journalier est parfois simulé de manière transitoire.

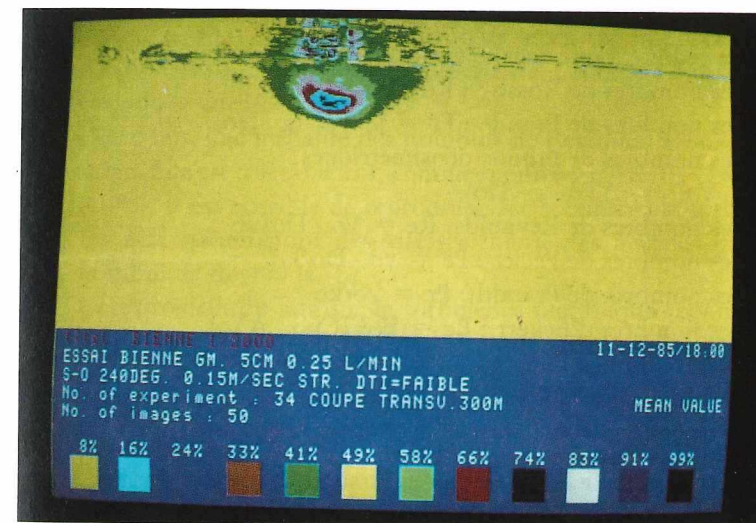
Différentes situations météorologiques ont été analysées, notamment les cas de vents du sud-ouest, de la bise (NE) et de vents du nord-ouest (écoulement perpendiculaire à l'orientation des crêtes du Jura). Par ailleurs, le cas d'une situation hivernale a été simulé à l'aide d'une stratification thermique de l'atmosphère relativement forte et sans aucun écoulement synoptique. Ceci permet d'isoler et d'identifier les interactions entre l'îlot de chaleur, résultant de l'écart de température entre la ville et la campagne environnante, et les panaches émis par les divers émetteurs de la ville.

5.1.2. Similitude et échelles des modèles

La modélisation physique repose sur l'application rigoureuse des règles et des lois de similitude. Il existe deux manières d'obtenir des critères de similitude: celle préconisée par Buckingham (1914) et la méthode dite d'inspection (inspectoral method).



a) écoulement neutre;



b) écoulement stratifié.

Photo 5.1. Comparaison des coupes transversales d'un panache en atmosphère neutre et stratifiée (la maquette est placée ici au plafond de la soufflerie);

La méthode d'inspection utilisée ici consiste à établir des nombres sans dimension par une analyse dimensionnelle des équations différentielles décrivant les phénomènes considérés. Dans un premier pas on sélectionne des variables physiques caractéristiques du problème à traiter. Il s'agit, dans ce cas, essentiellement d'une longueur, d'une vitesse, d'une température et d'une masse spécifique. On écrit alors les équations différentielles sous une forme adimensionnelle à l'aide de ces variables de référence. Les facteurs multiplicatifs de chacun des termes des équations sans dimension sont alors les critères de similitude à respecter. Dans la présente analyse, les critères de similitude sont associés aux termes des équations. Ainsi, il est possible d'établir une similitude partielle en simplifiant le système d'équations. On connaît alors exactement les hypothèses de validité de la similitude.

On aura une similitude exacte si les caractéristiques de l'écoulement dans la soufflerie et les panaches sont tels que ces critères prennent la même valeur que dans la nature. Il faut également que les conditions aux limites soient simulées conformément à ces critères.

Les conditions nécessaires et suffisantes pour une telle similitude sont:

1. géométrie réduite à une échelle uniforme (non distordue);
2. égalité des nombres de Rossby : $Ro = V_o / (D_o \cdot \Omega_o)$
3. égalité des nombres de Froude : $Fr = \sqrt{V_o^2 / (g \cdot D_o)}$
4. égalité des nombres de Froude densimétriques:
 $Fr_d = \sqrt{V_o^2 / (\alpha \cdot \Delta T_o \cdot g \cdot D_o)}$
5. égalité des nombres de Reynolds: $Re = V_o \cdot D_o / \nu_o$
6. égalité des nombres de Péclet : $Pe = \nu_o \cdot D_o / k_o$
7. égalité des nombres de Prandtl : $Pr = \nu_o / k_o$
8. égalité des nombres d'Eckert : $Ec = V_o^2 / (C_{po} \cdot \Delta T_o)$
9. égalité des nombres d'Euler : $Eu = \rho_o \cdot V_o^2 / P_o$
10. conditions aux limites à la surface identiques;
11. caractéristiques de l'écoulement d'approches identiques.

La simulation correcte de la turbulence est assurée dans cette similitude par les conditions liées aux nombres de Reynolds et de Péclet. Il n'est possible de remplir toutes les conditions imposées par les nombres ci-dessus que pour des échelles géométriques de l'ordre de 1/3 à 1/4 et ceci grâce au recours à un autre fluide pour le modèle, comme par exemple un Fréon (chlorofluorométhane, CFC).

Pour des réductions d'échelles plus importantes, il apparaît une *incompatibilité* entre la condition du nombre de Froude qui impose une diminution de vitesse, selon la racine carrée de l'échelle géométrique (pour une simulation effectuée dans le champ de gravité) et la condition du nombre de Reynolds qui impose une augmentation de vitesse proportionnellement à l'échelle géométrique, dans le cas d'une simulation avec de l'air (essais en soufflerie).

Deux voies s'offrent alors à l'expérimentateur:

1. La première consiste à respecter en priorité les conditions des nombres de Reynolds et de Péclet, c'est-à-dire à tenter de reproduire le mieux possible le rapport entre l'énergie cinétique et la dissipation ou la dispersion. Etant donné que la réduction de l'échelle géométrique doit être compensée par une augmentation de vitesse, la simulation rigoureuse de la turbulence n'est pas possible pour des échelles inférieures à 1/10, ceci en supposant de plus que les vitesses maximales du vent sont comprises, dans la réalité entre 10 et 12 m/s. Pour des échelles plus petites, le maintien d'un nombre de Reynolds suffisant imposerait une vitesse d'écoulement dans le modèle supérieure à 100 m/s qui s'approche ainsi trop de la vitesse du son.

De ce fait, une inégalité des nombres de Reynolds est souvent indispensable. Elle est tolérable car, comme montré par Hertig (1977) ou Cermak (1978), il est possible de reproduire des écoulements turbulents similaires à la nature pour des vitesses inférieures à celles imposées par le nombre de Reynolds.

Ceci provient du fait que la turbulence mécanique répond à un type de mécanique aléatoire qui présente ce que l'on appelle une similitude par rapport à elle-même (self-similarity).

On peut s'assurer de la bonne simulation de la turbulence dans les écoulements présentant essentiellement des cisaillements, tels que les couches limites turbulentes, les jets, les sillages, en reproduisant à l'échelle du modèle les profils de vitesses moyennes, les profils d'intensité de turbulence et les spectres (Hertig 1977). En terme de nombre de Reynolds, il faut généralement que sa valeur soit, pour le modèle, supérieure à 10^4 . Cette faible valeur du nombre de Reynolds minimal permet d'utiliser des maquettes dont l'échelle est comprise entre 1/100 et

1/1000. Notons que cette première voie s'applique aux écoulements isothermes ne présentant que de la turbulence mécanique.

- La deuxième voie qui s'offre à l'expérimentateur est de satisfaire d'abord les conditions de la similitude de Froude. Le nombre de Froude densimétrique exprime le rapport entre l'énergie cinétique et celle due à la gravité : $Fr_d = \sqrt{Vo^2 / (g \cdot Do \cdot \Delta\rho_0 / \rho_0)}$

Pour un fluide de même densité il impose une réduction de vitesse proportionnelle à la racine carrée de l'échelle géométrique. Cette réduction de vitesse peut rendre laminaires les écoulements sur la maquette. Ceci est d'autant plus vrai que les écoulements stratifiés sont souvent accompagnés de vitesses relativement faibles. En effet, pour que l'influence de la gravité domine sur celle de la dissipation turbulente, il faut que les différences de température ou de densité soient fortes par rapport à l'énergie cinétique.

Souvent un écoulement de convection forcée, qui n'a donc pas pour origine la gravité, se superpose aux écoulements de convection naturelle, provenant d'effets de cheminée ou des différences de gradients thermiques. Si cette convection forcée est intense, elle aura pour effet d'homogénéiser la densité du fluide et de supprimer ou réduire la contribution de la convection naturelle. Dans ce cas, c'est l'énergie turbulente qui s'oppose au mouvement ou équilibre l'énergie cinétique et impose une similitude de Reynolds.

Il est donc nécessaire, dans la pratique, de concilier les deux voies.

Admettant que la turbulence puisse être caractérisée par la viscosité turbulente, il est possible de choisir l'échelle du modèle, de manière à respecter l'identité du nombre de Reynolds turbulent dans la nature avec le nombre de Reynolds laminaire dans le modèle:

$$Re_t = \frac{Vo \cdot Do}{K_{mo}} \Big|_R \equiv Re = \frac{Vo \cdot Do}{\gamma_0} \Big|_M$$

Le nombre de Grashof qui tient compte aussi du nombre de Froude s'écrit

$$Gr = Fr^2 / Re^2$$

ou en remplaçant on obtient: $\frac{vo^2}{\alpha_0 \cdot \Delta T_0 \cdot Do^3} \Big|_M = \frac{km^2}{\alpha_0 \cdot \Delta T_0 \cdot Do^3} \Big|_R$

ce qui donne pour la température: $\frac{\alpha_M \cdot \Delta T_M}{\alpha_R \cdot \Delta T_R} = \left(\frac{\gamma_0}{Km}\right)^2 \cdot \left(\frac{D_R}{Dm}\right)^3$

Cette formule est représentée à la figure 5.1. Une analyse théorique montre en outre qu'il est possible de choisir une échelle verticale et de réduire encore plus l'échelle horizontale.

On voit sur la figure 5.1. qu'un modèle à l'échelle 1/25'000 horizontale et 1/10'000 verticale est équivalent à un modèle à l'échelle 1/5'000, si la topographie présente une pente moyenne de 15°.

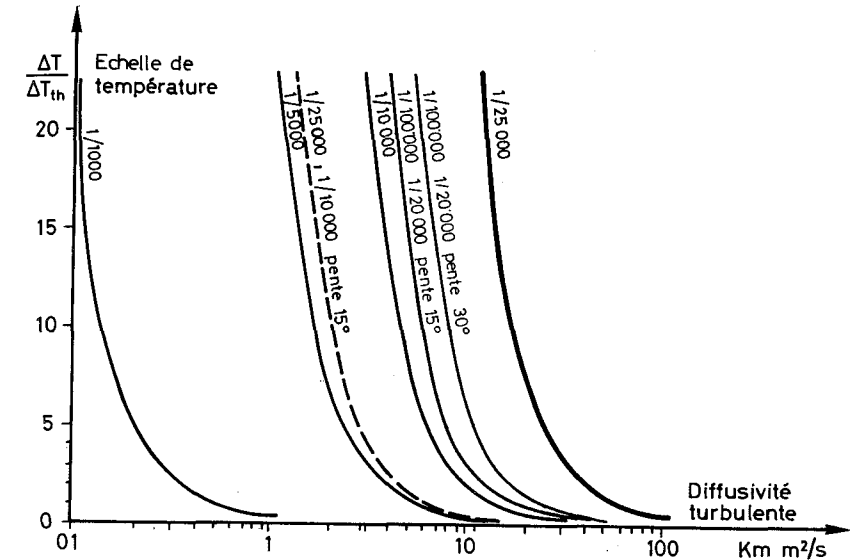


Fig. 5.1. Situation correcte de l'épaisseur de couche des brises en fonction de la turbulence moyenne de l'atmosphère et de la distorsion.

5.1.3. Soufflerie

Pour satisfaire les conditions de similitude de Reynolds énoncées ci-dessus, il est encore nécessaire de faire quelques hypothèses relatives à la structure du vent. Il est admis que les vents modérés à forts se comportent au voisinage du sol comme une couche limite turbulente et que les obstacles sont assimilables à des rugosités. Dans ce cas, on a recours à une soufflerie dite à couche limite où le vent en altitude, créé avec un ventilateur, est

rendu turbulent à l'aide de rugosité et de générateurs de turbulence. On peut y ajouter une stratification thermique modérément stable. Pour les vents très faibles et pour les brises prenant naissance dans la topographie étudiée, le mécanisme principal est la contribution des forces de densité. Dans ce cas, la soufflerie peut être complétée par un système de conditionnement de la température de la surface du modèle permettant la création de très fortes stabilités, elles-mêmes génératrices des brises liées à la topographie.

La soufflerie à couche limite utilisée pour la présente étude est illustrée à la figure 5.2.

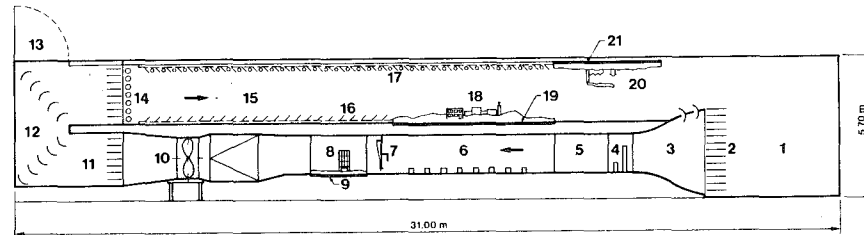
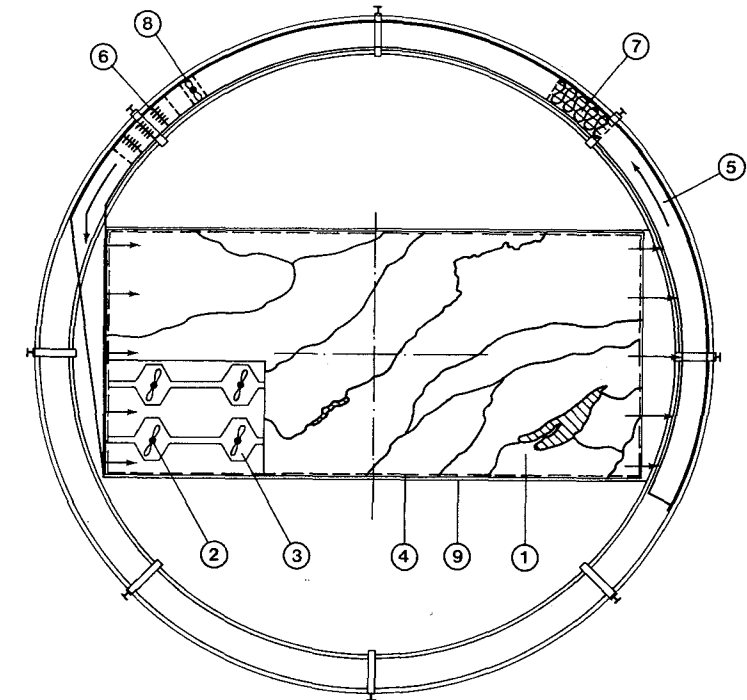
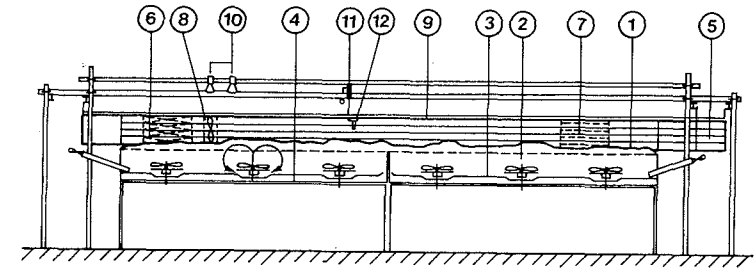


Fig. 5.2. Soufflerie à couche limite du LASEN.

5.1.4. Enceinte climatologique

La similitude de Froude, associée à des écoulements de gravité à très basses vitesses, permet l'usage de modèles à très petite échelle, comme cela a été montré au chapitre 5.1.2. Dans ce cas, il est important de pouvoir refroidir fortement la surface des modèles et de créer un écoulement en altitude fortement stratifié. Il faut également que l'écoulement soit faiblement turbulent, voire laminaire pour respecter la similitude des épaisseurs de couche.

L'installation représentée sur la figure 5.3. et appelée «enceinte climatologique», a été spécialement conçue et réalisée pour permettre la création des conditions expérimentales souhaitées.



- | | |
|--|--------------------------------------|
| ① Modèle en coque | ⑦ Eléments refroidissants |
| ② Ventilateurs du système de refroidissement | ⑧ Ventilateurs pour vent en altitude |
| ③ Bac contenant de l'azote liquide | ⑨ Plafond transparent |
| ④ Support de modèle | ⑩ Lampes infrarouges (250 W) |
| ⑤ Système tournant, générant le vent en altitude | ⑪ Porte - sonde |
| ⑥ Eléments chauffants (2 kW/couche) | ⑫ Sonde |

Fig. 5.3. Enceinte circulaire du LASEN pour écoulements stratifiés et modèles refroidis à l'azote liquide.

5.1.5. Maquettes

Toute simulation de pollution, qu'elle soit d'ordre physique ou numérique, nécessite un domaine qui représente la géographie de la région considérée. Ainsi, une maquette physique reproduit à échelle réduite les particularités du terrain – montagnes, vallées, bâtiments – alors qu'un modèle numérique incorpore à chacun de ses points de calcul des informations sur l'altitude et les caractéristiques du terrain. Plus la résolution est fine (autrement dit, plus l'espacement entre chaque point de maille est faible), plus proche de la réalité est la représentation du relief. Il est évident que dans les deux cas, une limite supérieure au domaine de simulation existe: dans le cas de la modélisation physique, la taille de la maquette est limitée par les dimensions de la soufflerie dans laquelle elle est incorporée. La liste des maquettes et leurs dimensions sont données dans le chapitre 5.1.1. (tab. 5.1.). Dans le cas du modèle numérique, c'est le temps de calcul et la taille de l'ordinateur qui limitent le domaine.

5.1.6. Cadastre des émissions

La figure 5.4. indique l'emplacement géographique des principaux émetteurs retenus pour les modélisations à l'échelle 1/2'000. Les deux principaux émetteurs de SO₂, No 1 et 2 (environ 120 tonnes/an chacun) sont situés en dehors du périmètre de la maquette physique et, par conséquent, ne peuvent être pris en compte que de manière relativement arbitraire (par exemple, évaluation sommaire de la concentration au bord de la maquette en provenance des émetteurs 1 ou 2), ce qui rendrait incertaine toute analyse quantitative des concentrations de polluants dans cette région.

Les émetteurs 6 et 7 qui sont situés dans la ville (et par conséquent pourraient figurer sur la maquette physique) n'ont pas été pris en compte car leurs émissions de SO₂ sont très faibles par rapport aux autres sources.

5.1.7. Etude des cellules de convection dans l'îlot de chaleur urbain

Ce paragraphe décrit l'essentiel des travaux effectués en vue de l'étude et de la description des cellules de convection qu'il faut s'attendre à rencontrer

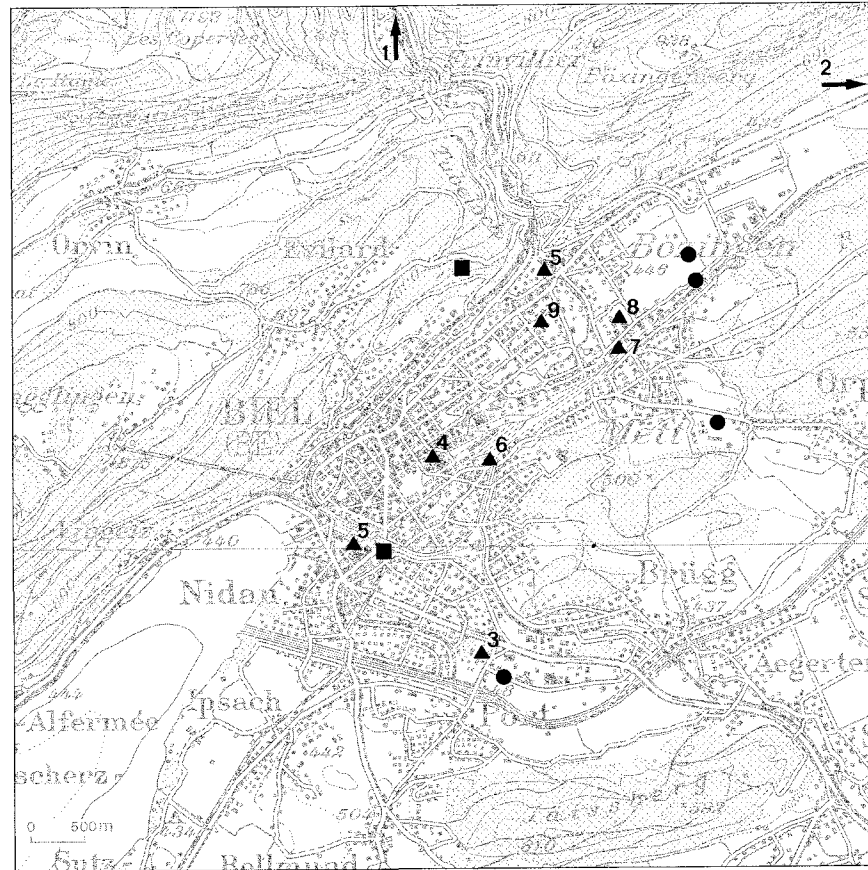
Tab. 5.1. Liste des maquettes utilisées.

Maquette	Echelle/Dimensions	But
– Maquette régionale du lac de Bièvre, du Jura et du plateau. En plastique. Refoïdie par dessous.	1/25000 Horizontale 1/10000 Verticale 2,5 m × 5,5 m	Simulation de la ventilation régionale et de l'îlot de chaleur.
– Maquette locale de Bièvre. En plâtre. Essais avec CO ₂	1/5000 2 m × 2 m	Simulation de l'îlot de chaleur et de la brise de pente.
– Maquette locale de Bièvre. En bois. Inversée et chauffée	1/2000 4 m × 4 m	Simulation des immissions due au cadastre industriel et de la ventilation urbaine.
– Maquette urbaine. En bois.	1/10000 2 m × 4 m	Simulation de l'influence de quartiers neufs sur la ventilation et la qualité de l'air.

en milieu urbain. Des expériences de référence ont tout d'abord été menées dans un tube cylindrique en plexiglas transparent de cm de diamètre, posé sur une plaque métallique dont la température peut être variée à l'aide d'une cellule à effet Peltier. Ces expériences n'ont fait apparaître que deux types de cellules convectives, que nous appellerons cellules de base.

– La cellule de type I est une cellule convective de la forme d'un panache thermique qui se répand horizontalement à un certain niveau, en fonction de la stratification thermique du milieu ambiant. En raison de la continuité du débit, cette cellule se referme sous la forme d'un tore. La cellule de type I est présentée sur la figure 5.5.C.

Il nous apparaît que le dôme de Oke (1978) est un cas particulier de cette cellule dans lequel le panache perd suffisamment d'intensité pour que seul le tore subsiste. A l'opposé, le cas du panache de Oke ne serait autre qu'une forme dégénérée de cette cellule de type I. Le panache intense subsiste seul, le tore disparaît.



- ▲ Emetteurs actuels
- Emetteurs en projet
- Sortie d'aération du tunnel de l'autoroute

Fig. 5.4. Carte d'émetteurs retenus pour la modélisation physique à l'échelle 1/2000.

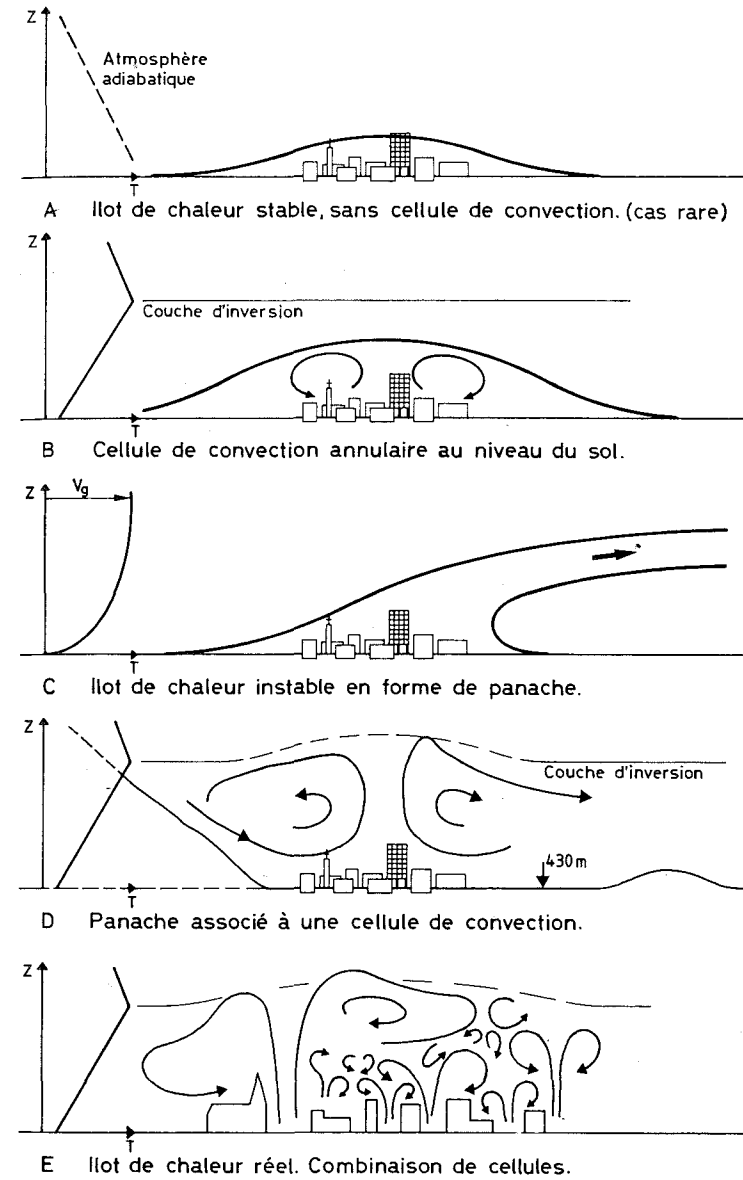


Fig. 5.5. Ilot de chaleur urbain: configuration possible des circulations au-dessus d'une ville avec un vent synoptique faible à nul.

- La cellule de type II est formée par un dôme pratiquement immobile isolé du reste du milieu. Ce dôme est obtenu à l'aide de fumée de cigarette et l'origine de sa stabilité vient de la forte concentration de CO₂, d'aérosols et de goudron qui entraîne une augmentation de la densité compensant exactement l'échauffement dû à l'îlot de chaleur. Par conséquent, l'image est à densité constante, mais à température et concentration de CO₂, aérosols et goudron variant en opposition. Une cellule de type II est présentée à la figure 5.9.A.

Ces deux formes sont à symétrie de révolution en raison de la forme cylindrique à base circulaire de l'enceinte. Dans le cas de l'îlot de chaleur en milieu urbain de forme quelconque ou pour une enceinte de géométrie différente, il faut s'attendre à des formes beaucoup plus compliquées.

La figure 5.5. présente en outre une liste des cellules possibles, qui sont toutes des arrangements et des combinaisons entre les cellules décrites précédemment.

5.1.8. Ilot de chaleur à Bienne

Comme mentionné au chapitre précédent, la création d'un îlot de chaleur est subséquente à celle d'une inversion de température dans une masse d'air calme, voire immobile au voisinage du sol. Dans la nature cette condition correspond à une situation de haute pression et en hiver l'inversion peut persister toute la journée. Le cas intéressant retenu est celui du 10.12.1980, pour lequel un lac d'air froid s'est créé au-dessus du Plateau suisse. Les brises de pentes et le vent du Taubenloch sont faibles. Le drainage de l'air froid dans le Vallon de St-Imier se sépare en deux bras, l'un passe par-dessus le Pierre Pertuis dans la vallée de la Birse et l'autre crée, via Reuchenette, le vent du Taubenloch, une gorge étroite débouchant du Jura sur la ville de Bienne.

Les Préalpes et les Alpes créent une alimentation en air froid du Plateau. La reproduction de cette situation sur la maquette à l'échelle 1/25'000 : 1/10'000 est faite à l'aide d'une alimentation en air froid par des bacs situés au sud de la maquette, simulant l'influence des Alpes et associée à un refroidissement intense de la surface du modèle. L'écoulement par le Taubenloch est de faible intensité et n'est plus sensible au-dessus de Dietschi-

matt. Dans ce cas, l'influence d'un échauffement de 1 à 3°C de la surface de la ville montre une déviation des écoulements au sol du Taubenloch en direction de la ville et la création d'une cellule convective.

En augmentant l'intensité de l'îlot de chaleur jusqu'à 6°C, on observe une forte convection: si le vent en altitude est quasi nul, le vent du vallon de St-Imier déborde par-dessus Evillard, jusqu'au pieds de Macolin. L'îlot de chaleur aspire l'air provenant du Taubenloch ainsi qu'une brise de pente provenant de Bienne-Mâche (Mett) au sud (figure 5.6.). Le débordement par-dessus Evillard est dévié en altitude, il traverse la ville et se prolonge loin sur le Plateau suisse, entraînant l'air de la partie supérieure de la cellule convective. En augmentant la stratification de l'air, en particulier le refroidissement des flancs du Jura, on observe en plus, une déviation de l'écoulement du Taubenloch, en direction de Granges - Soleure et la formation d'une zone de stagnation au-dessus du champ de Boujean.

Celle-ci est intensifiée par la présence d'un vent modéré du secteur sud-ouest en altitude. La déviation à l'est provient du «meandering» de l'écoulement froid du Vallon de St-Imier, arrivant par le Taubenloch, buttant contre la colline de Bienne-Mâche (Mett), traversant le Längholz et contournant le Büttenberg. Une situation météorologique hivernale de forte inversion de température, sans vent synoptique a été reproduite sur la maquette à l'échelle 1/5'000. Cet épisode de pollution critique se situe à la mi-décembre. L'analyse des conditions météorologiques correspondante nous a montré que les écarts de température horizontaux étaient très faibles (de 1 à 1,5 °C), alors que l'inversion est profonde ($\Delta\Theta = 15\text{ °C}$, environ en température potentielle).

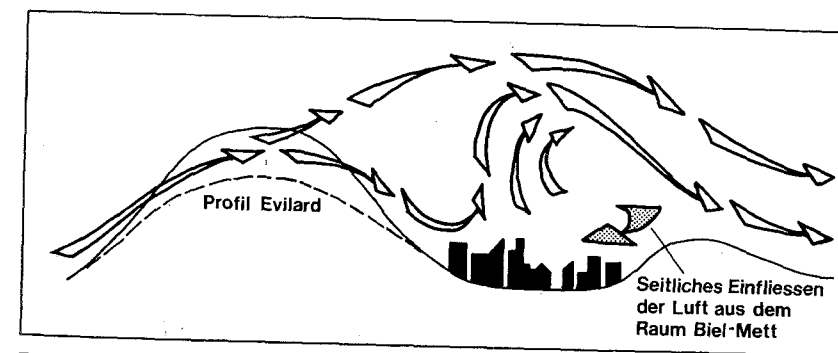


Fig. 5.6. Influence de la ville sur l'écoulement débordant par-dessus Evillard.

Deux phénomènes intéressants ont pu être mis en évidence:

- La cellule convective du type I, n'est plus symétrique sur le modèle topographique, comme le montre la figure 5.5.D. La partie située entre le centre de la ville et le Jura est bien fermée, alors que la partie située du côté du Plateau suisse tend à s'étaler sous la couche d'inversion sans fermer la cellule. Du point de vue de la pollution, la cellule fermée représente évidemment le cas le plus défavorable.
- Lorsque le soleil éclaire le flanc Sud du Jura, une brise montante prend naissance à la surface du sol. Cette brise induit une cellule complémentaire à celle de l'îlot de chaleur créant, au niveau du sol, une zone de calme à l'intersection des deux cellules. Ceci pourrait expliquer la pointe de pollution observée à l'hôpital lors de la période considérée. En effet, la position de l'hôpital sur le modèle coïncide justement avec cette zone calme.

En outre, l'observation des divers écoulements reproduits conduit à penser que les cellules simples, représentées par le dôme ou la cellule de type I, figure 5.5.A, sont toujours présentes. L'augmentation de la taille des modèles entraîne la création d'un nombre toujours plus grand de ces cellules, qui voisinent et interfèrent. C'est donc la combinaison de ces cellules qui fait la caractéristique macroscopique de l'îlot de chaleur.

5.1.9. Simulation des écoulements à Bienne et dans sa région

L'écoulement atmosphérique sur un domaine particulier est fonction, non seulement de l'état météorologique synoptique qui dirige un courant prédominant sur la région en question, mais également des caractéristiques locales. Parmi celles-ci, on peut identifier les effets de canalisation par le relief, l'influence de la rugosité au sol, d'hétérogénéités thermiques et ceux de convections humides locales. Tous ces facteurs peuvent perturber, à divers degrés, l'écoulement synoptique et lui imposer un caractère tout à fait local.

On a simulé plusieurs cas représentatifs de situations fréquentes, dans la région de Bienne: situation par vent synoptique du sud-ouest; situation de bise (vent du nord-est); vent du nord-ouest et situation calme avec effet de

l'îlot de chaleur. Différentes analyses climatologiques antérieures (Wanner et al. 1979, Climod 1982) ont montré que ces secteurs de vent synoptiques sont les plus fréquents. Ceci peut être attesté par les roses de vent à Bienne (voir chapitre 3).

Situation de vent du sud-ouest au-dessus du Jura et du Plateau

On voit sur la figure 5.7. (maquette 1/25'000 : 1/10'000), que par vent synoptique du sud-ouest neutre, il apparaît entre Chasseral et Mont-Sujet deux rotors à axe vertical, alignés dans la direction du vent. Par contre, dans le sillage du Grand-Chaumont et au pied du Chasseral, il apparaît une zone de stagnation des écoulements. De mêmes zones apparaissent également dans le sillage des collines du Seeland et au pied du Jura, au nord-ouest du lac de Bienne. Là, entre Wingreis et Tüscherz, on observe la création d'une brise montant les pentes jusqu'au niveau de Macolin, avant d'être entraînée en direction du nord-est par le vent synoptique. Cette bande contenant les stagnations au niveau du sol s'étend jusqu'à proximité de Boujean avec une même apparence. A Boujean, la brise montante rencontre le courant du Taubenloch qui crée une séparation verticale des écoulements. Au-dessus de la montagne de Boujean, le vent montant est piégé dans l'écoulement du nord d'ouest à ouest et il est entraîné à l'est, au niveau du sol.

Au pied sud du Jura, l'écoulement se sépare en deux branches, l'une du Nord Seeland en direction de Lengnau-Granges et l'autre en direction de l'Aare et du canal de Büren. A Brüggmoos et à Dietschimatt, l'écoulement du sud-ouest persiste dans la même direction, jusqu'au sol. Ces deux régions sont donc bien ventilées par cette situation du sud-ouest. Les écoulements entre le champ de Boujean et Pieterlen sont également accélérés sous l'effet de la topographie.

Dans cette situation les écoulements étant en général parallèles au Jura, la région du Vallon de Saint-Imier est bien ventilée. A Sonceboz, une partie de l'écoulement se fait par-dessus le Pierre Pertuis, en direction de la vallée de Tavannes, alors que le reste passe par-dessus Plagne-Lengnau pour rejoindre le vent du sud-ouest, au-dessus du Plateau.

Une situation matinale d'été, au lever du soleil, est représentée par un écoulement stratifié lié au refroidissement du modèle. L'influence de la stratification thermique ne change pas la structure des écoulements. On

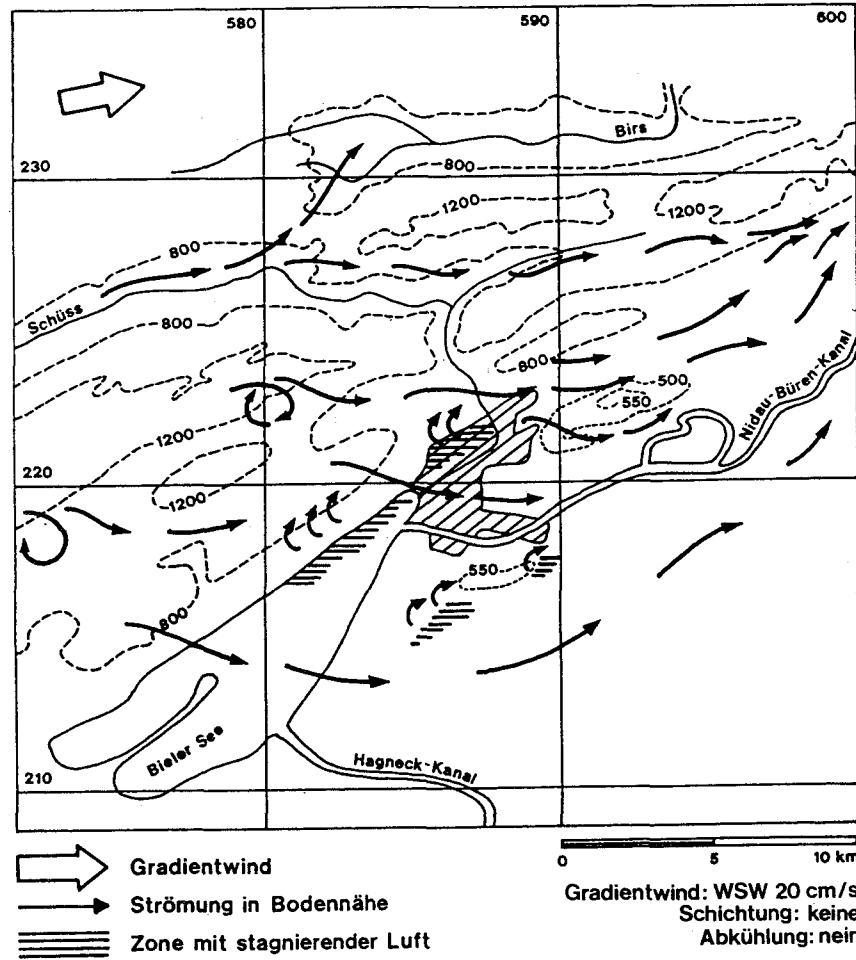


Fig. 5.7. Situation de vent du sud-ouest fort (neutre) sur maquette à l'échelle 1/25'000 : 1/10'000.

observe sur la figure 5.8. l'organisation de brises descendant les pentes ainsi que la création d'un jet froid soufflant par le Taubenloch. En même temps, si le vent synoptique n'est pas suffisant pour se répandre jusqu'au niveau du sol, il y a stagnation de l'air au-dessus du Plateau suisse. Une part de l'écoulement froid du Vallon de St-Imier s'écoule dans la vallée de la Birse,

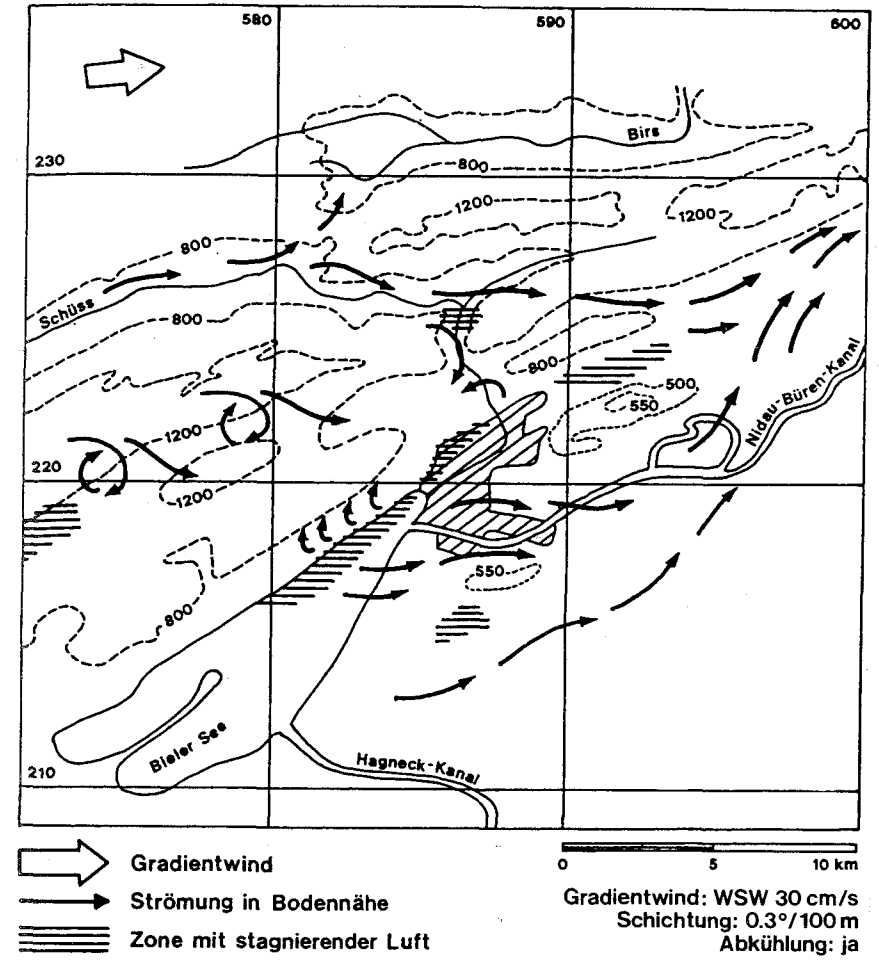


Fig. 5.8. Situation de vent du sud-ouest stratifié sur la maquette à l'échelle 1/25'000 : 1/10'000.

par-dessus le Pierre Pertuis, le reste s'écoule par le Taubenloch et par-dessus la montagne de Boujean.

Lorsque le vent en altitude est assez violent, la structure de l'écoulement est semblable à celle observée sans stratification. Seule une zone de stagnation plus importante se produit à Boujean Est.

Influence du vent du Taubenloch par vent d'ouest à sud-ouest

En l'absence de vent en altitude, on observe sur la maquette au 1/2'000 la création d'un vent du Taubenloch, dès que le refroidissement du sol apparaît. Ce vent étant la manifestation de la brise du Vallon de St-Imier (vallée de la Suze), le bassin versant l'alimentant est important. Aussi, il n'est pas rare d'observer un débordement de la masse d'air provenant de la vallée de la Suze, par-dessus les derniers contreforts du Jura, à savoir la région d'Evilard. En effet, l'altitude du Jura est ici plus faible. Ce phénomène a également déjà été observé dans les simulations sur maquette au 1/25'000.

On est donc en présence d'un jet s'écoulant par le Taubenloch et d'un renforcement des brises de pentes partant de la région de Macolin-Evilard. Le comportement du vent du Taubenloch, sur la maquette, peut être contrôlé à l'aide des profils de vitesses levés à Bienne. La figure 5.9. montre un bon accord entre le modèle et la réalité. L'épaisseur du vent du Taubenloch, représenté par la variation de la pente du profil de température et par la chute de vitesse apparaissant dans la partie supérieure du profil vertical, est bien reproduite. Cette épaisseur dépend beaucoup de la topographie. La vitesse maximum mesurée sur la maquette est très voisine de celle observée dans la nature, seule la forme du profil de température diffère.

La figure 5.10. montre la variation de la vitesse à 40 mètres du sol mesurée au Sud du Taubenloch, en fonction de la perturbation de température. Cette grandeur représente le refroidissement du sol par rapport à la masse d'air en altitude; refroidissement exprimé ici en température potentielle. La variation de la vitesse suit approximativement une loi parabolique, conformément au nombre de Froude. Pour les fortes variations de température, la vitesse est même plus faible que celle prédite par la théorie.

A l'opposé, la vitesse du vent dans la brise de pente suit une loi linéaire, figure 5.11., en fonction de la perturbation de température, conformément au résultat théorique décrivant les brises. Ces deux courbes attestent que le vent du Taubenloch se comporte comme un jet.

Lorsque ce vent du Taubenloch interagit avec le vent en altitude du secteur Sud-Ouest, deux situations sont observées sur la maquette :

1. Si le vent en altitude est nul ou faible et si le vent du Taubenloch est fort, l'intensité du jet permet à l'écoulement de se prolonger au sud, par-dessus Orpond. Il y a alors séparation par le vent du Taubenloch des

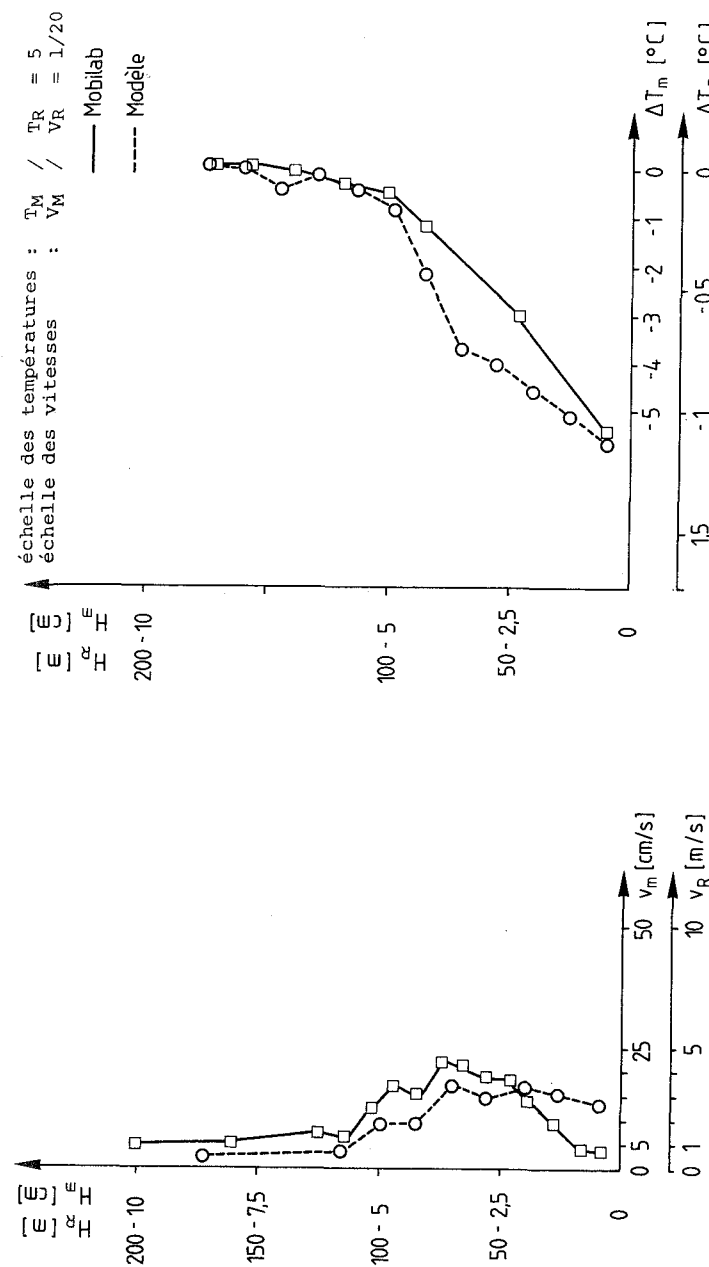


Fig. 5.9. Comparaison entre les profils de températures et de vitesses mesurés dans la nature (MOBILAB sondage No 10 du 14.12.82 à 21 h 15) et sur la maquette de Bienne à l'échelle 1/2000, à la sortie du Taubenloch.

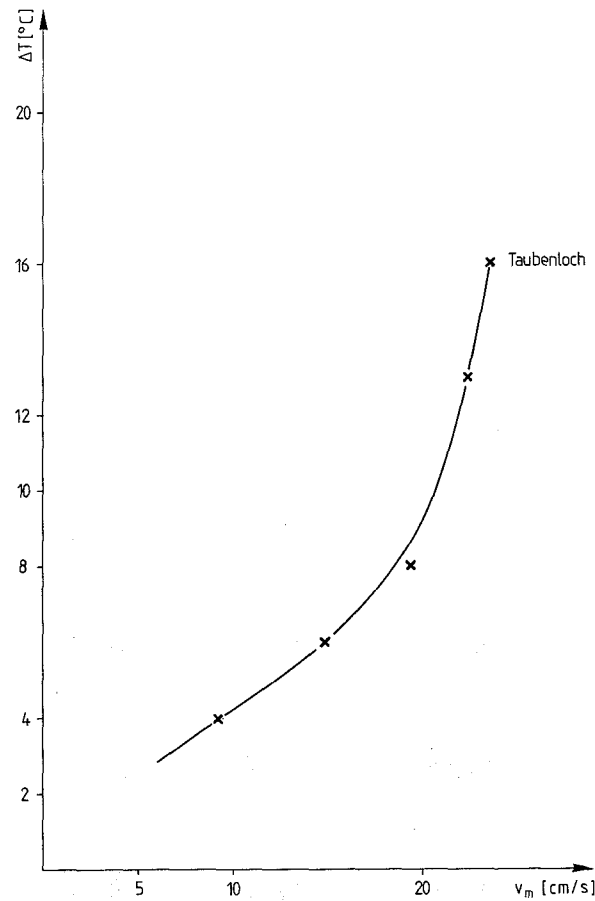


Fig. 5.10. Variation de la vitesse à 40 m du sol en un point situé à la sortie du Taubenloch, en fonction de la perturbation de température. Mesure effectuée sur la maquette à l'échelle 1/2000.

masses d'air situées au-dessus de Bienne et entre le champ de Boujean et Granges.

2. Si le vent en altitude est suffisamment fort ou si le vent du Taubenloch est faible, ce dernier est entraîné en direction de Granges-Soleure. L'interaction tend à dévier les particules au sud contre la colline du Büttenberg et il peut apparaître une zone de stagnation voir une recirculation par un tourbillon horizontal au-dessus du champ de Boujean. Ce

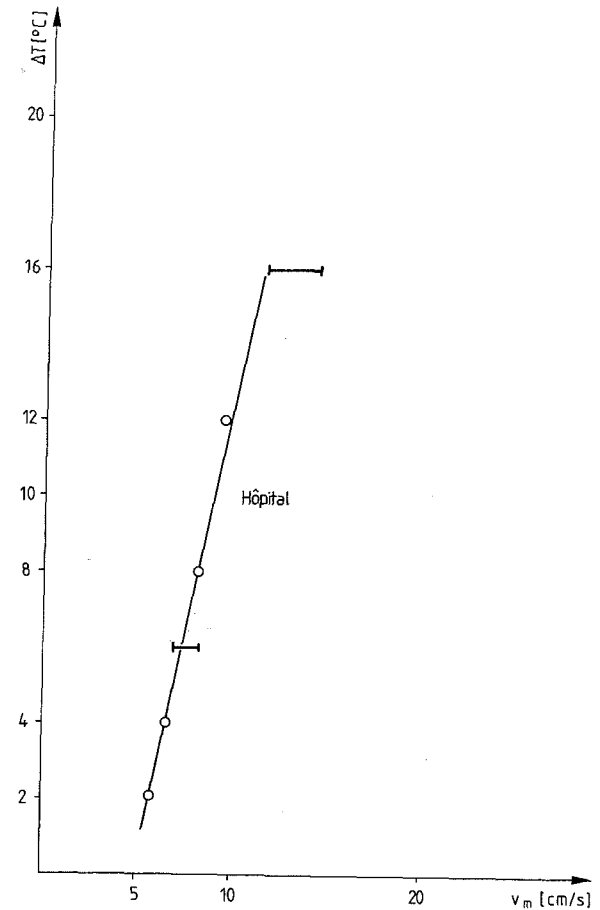


Fig. 5.11. Vitesse extrême du profil de brise de pente en fonction de la perturbation de température. Mesure effectuée sur la maquette à l'échelle 1/2000.

dernier est certainement très défavorable à la dispersion au-dessus de cet endroit.

Situation de vent d'Est ou de bise

Les simulations sur la maquette à l'échelle 1/25'000 : 1/10'000 montrent (figure 5.12.), que par situation de bise, la région est généralement bien

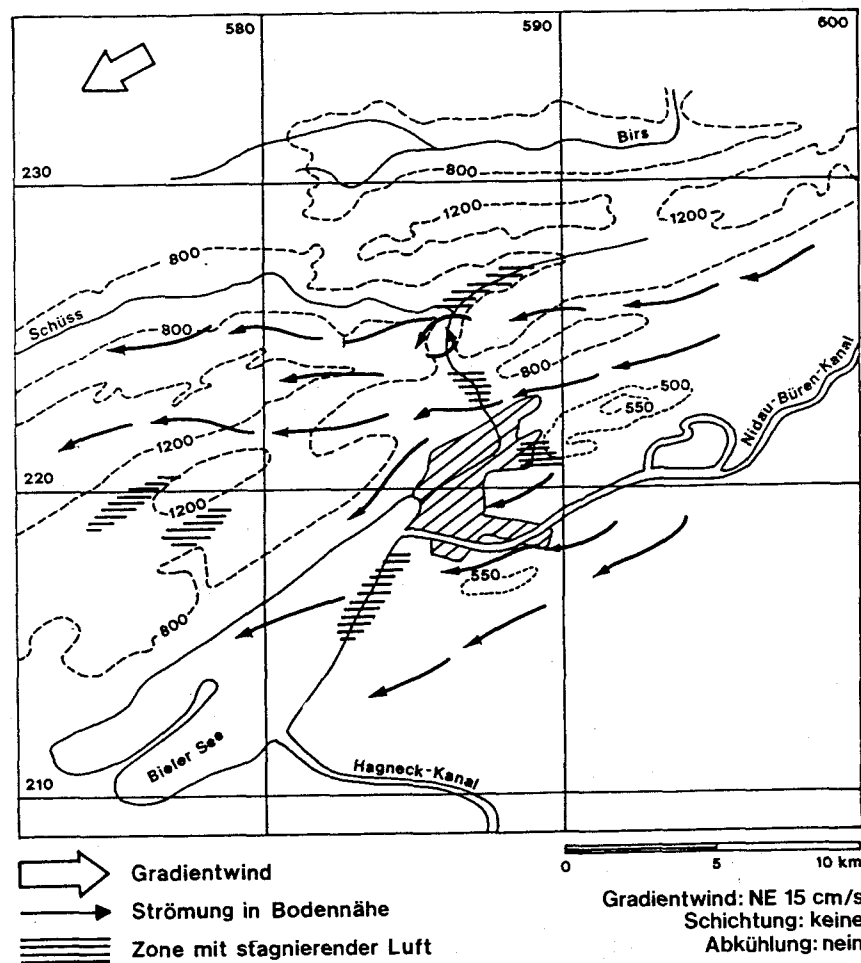


Fig. 5.12. Ecoulements observés par bise neutre au-dessus de la maquette à l'échelle 1/25'000 : 1/10'000.

ventilée. Toutefois, à Mâche et à Frölisberg, on observe des régions plus calmes, sans stagnation due à l'influence du sillage des collines.

Au pied, côté lac de l'Oberholz (Ipsach, Sutz-Lattrigen), on observe par contre une stagnation. Il en est de même à la sortie du Taubenloch, entre la montée sur Evillard et les collines de la route d'Orvin, dans le sillage du Mont-Sujet, dans la région de Lamboing. Une autre zone de stagnation

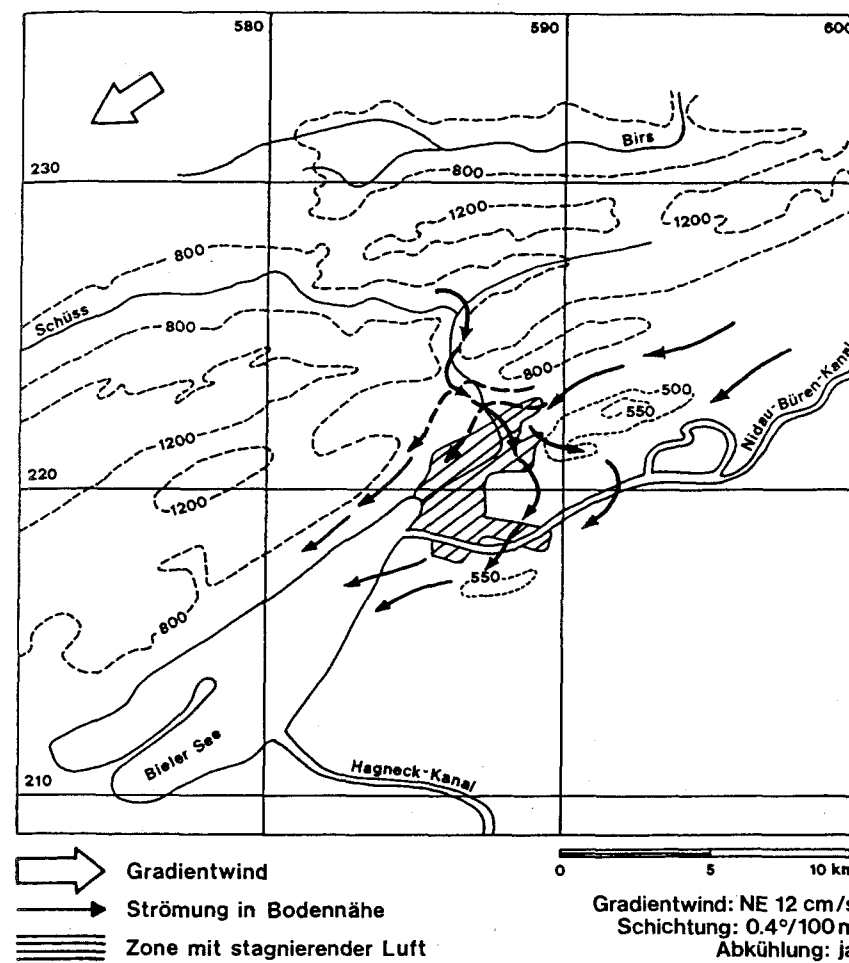


Fig. 5.13. Influence de la stratification thermique sur les écoulements observés sur la maquette à l'échelle 1/25'000 : 1/10'000.

apparaît dans le secteur de Pery-Reuchenette, où l'on observe, en outre, un écoulement en spirale, prenant naissance à la Cluse de Reuchenette, tournant par le Val de Pery et rejoignant après un tour le vent en altitude.

Le refroidissement du sol par situation de nuit crée un vent descendant le Vallon de St-Imier et soufflant perpendiculairement à la bise au-dessus de Boujean et Mâche (figure 5.13.). Si le gradient de température entre le

Taubenloch et le Plateau est faible, un vent froid s'écoule du sol en direction du Plateau Suisse, jusqu'à Orpond. Ensuite l'écoulement est repris dans la direction de la bise depuis le Jäissberg en direction du lac. Une branche de la bise surmonte le vent du Taubenloch et ventile le plateau d'Evilard.

Par vent du nord-est à est, le Plateau Suisse reste sous régime de bise. Dans les 2'000 premiers mètres, l'air du Plateau est légèrement stable avec un gradient de température potentiel de 0,3 à 0,4 °C/100 m. Au-dessus de 2'000 m, on rencontre une forte stabilité soit un gradient de température potentiel de 0,5 à 1°C/100 m. Le profil de vitesse fait apparaître, sous l'inversion, une accélération en direction du vent en altitude. A l'inversion, la vitesse diminue et au-dessus la température présente un gradient de 0,3°C/100 m.

Vent du Nord-Ouest au-dessus du Jura et du Plateau

La maquette à l'échelle 1/10'000 : 1/25'000 montre que lorsque le vent stratifié attaque le Jura perpendiculairement, il se forme des rotors dans le sillage du relief (figure 5.14.). Si la vitesse est forte et la stratification faible, les rotors tournent de manière à créer une brise montant les pentes. La ville est dans ce cas généralement bien ventilée car il n'y a plus de stagnation au pied du Jura, sauf au champ de Boujean (figure 5.14.). Dans ce cas, le vent du Taubenloch crée un rotor tournant en sens inverse et entraînant une partie de l'air venant du champ de Boujean, comme le montre la figure 5.15. Le vent du Taubenloch se répand alors en direction d'Orpond et il se crée également un rotor au-dessus de Dietschimatt. De ce fait, il apparaît une stagnation au-dessus du champ de Boujean. Plus à l'est la rotation reprend le même sens qu'au-dessus de Bienne. Dans le cas d'une forte stratification, tous les rotors se mettent à tourner de manière à créer une brise descendant les flancs du Jura, comme au débouché du Taubenloch.

Une réduction de la vitesse du vent produit par contre, une rotation par le vent du Taubenloch en sens inverse, il se forme un vent montant au pied du Jura et ce tourbillon crée une meilleure ventilation du champ de Boujean, tout en réduisant celle de la ville et de la région de Pieterlen. La ventilation au-dessus de Dietschimatt est alors bonne.

La combinaison de la réduction de la vitesse du vent et de la stratification thermique, conduit à un écoulement du vent du Taubenloch en diago-

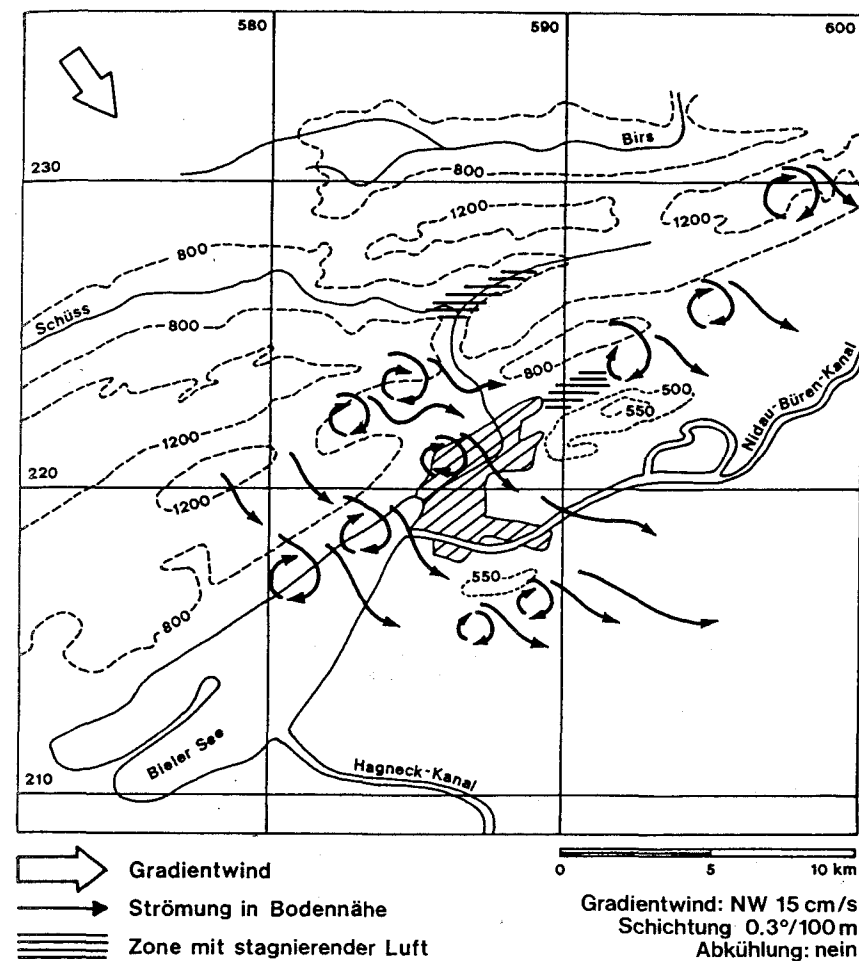


Fig. 5.14. Ecoulements observés par vent du nord-ouest stratifié au-dessus de la maquette à l'échelle 1/25'000 : 1/10'000.

nale au-dessus de la ville (figure 5.16.). Cette image est semblable à celle observée lors de la création d'un îlot de chaleur par situation calme en altitude, associée à une brise descendant les pentes.

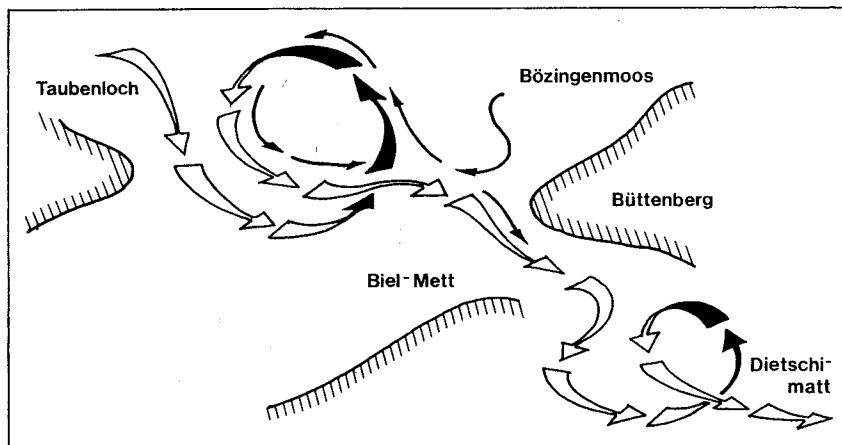


Fig. 5.15. Ecoulements par-dessus le Jura et dans le Taubenloch par vent du nord-ouest.

Influence de la rugosité par vent du sud-ouest

L'influence de la rugosité sur les écoulements se fait sentir essentiellement dans la partie inférieure de la couche limite et lorsque l'atmosphère est neutre. Etant donné que la rugosité est prescrite dans les modèles numériques et qu'il n'est pas possible de la déterminer à l'aide des mesures in situ effectuées à Bienne, il appartient au modèle physique de déterminer cette influence. Il convient toutefois de relever que pour des maquettes ayant une échelle supérieure à 1/1'000, la turbulence est simulée valablement alors qu'au-dessous de cette échelle limite, il est possible que les résultats expérimentaux soient entachés d'erreurs.

L'analyse sur la maquette à l'échelle 1/2000, de l'influence de la rugosité, a par conséquent deux objectifs:

1. contrôler la qualité de la simulation;
2. fournir des valeurs caractéristiques au modèle numérique si la qualité est bonne.

Les figures 5.17. et 5.18. montrent l'évolution des profils de vitesse et d'intensité de turbulence mesurés sur la maquette, par vent du sud-ouest, successivement du lac en direction de Granges.

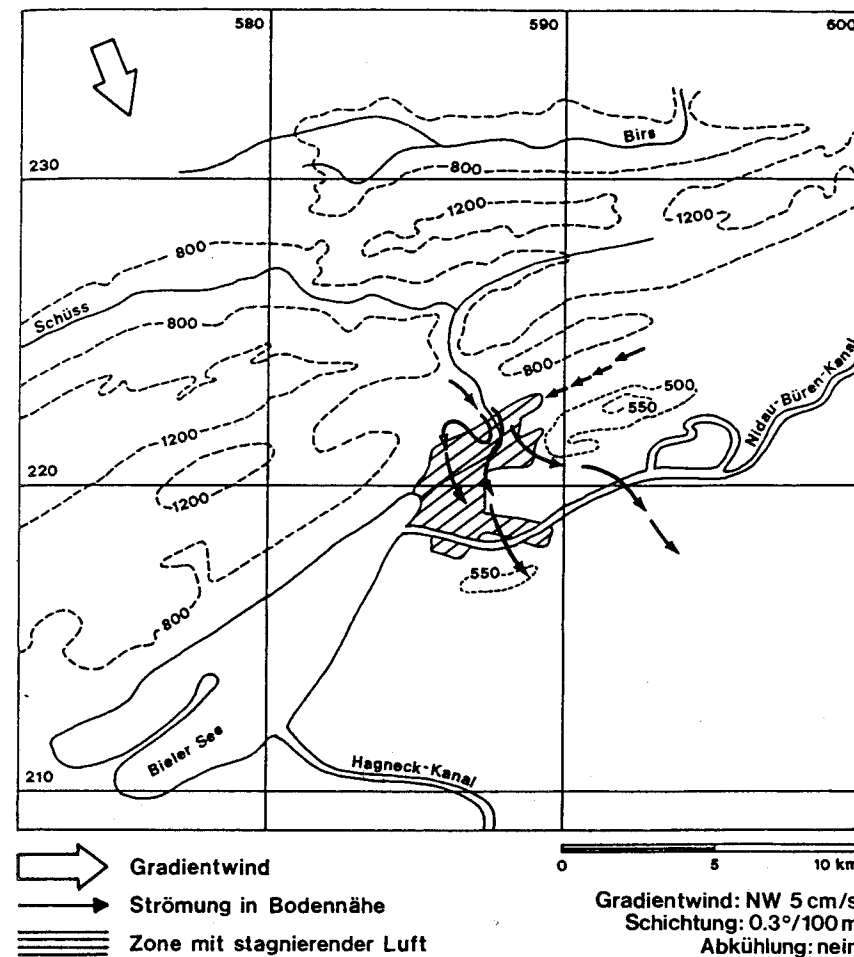


Fig. 5.16. Ecoulements observés sur la maquette au 1/25'000 : 1/10'000 par vent du nord-ouest stratifié, associés à un refroidissement du sol.

Les valeurs de l'exposant de la loi de puissance:

- $\alpha = 0,23$ pour le lac (No 7)
- $\alpha = 0,30$ en ville (No 10)
- $\alpha = 0,31$ au champ de Boujean (No 14)

sont en bon accord avec ce qui est donné dans la littérature en ce qui concerne les couches inférieures. Il nous apparaît toutefois que les valeurs

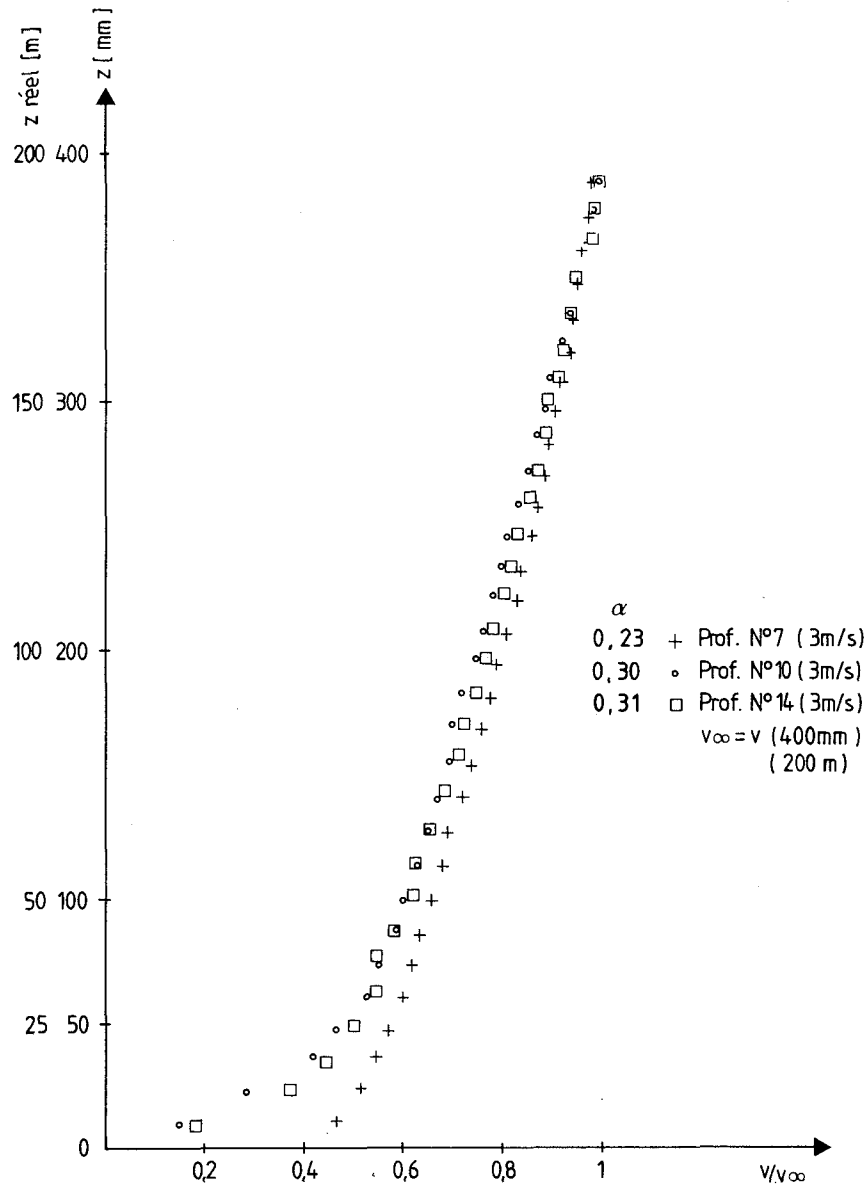


Fig. 5.17. Profils de vitesses normalisées mesurées aux positions No. 7, 10 et 14.

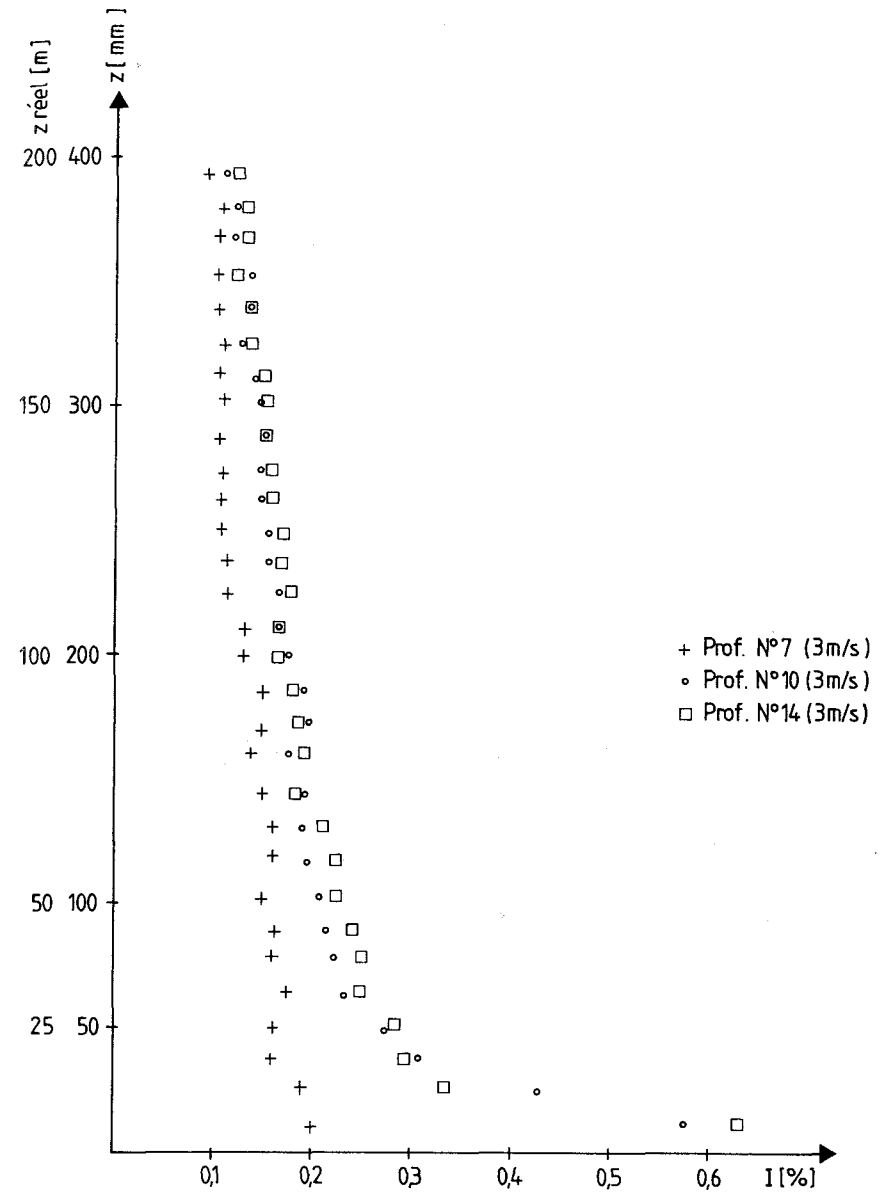


Fig. 5.18. Profils de l'intensité de la turbulence mesurée aux positions No. 7, 10 et 14.

obtenues sont un peu plus élevées, surtout pour le lac, où nous attendions une valeur de a comprise entre 0,17 et 0,19. Les valeurs de la ville sont par contre en bon accord avec ce qui est mesuré dans des villes de taille moyenne.

L'information importante pour les modèles numériques est le changement relativement rapide de la forme du profil et de l'épaisseur de la couche limite qui passe de 300 m sur le lac à 400 m au-dessus de la ville et diminue à nouveau à 350 m, après la ville. On relèvera également que l'intensité de la turbulence, au sol, passe de 0,18 à 0,5 entre le lac et la ville.

5.1.10. Simulation du transport et de la dispersion de polluants industriels

La description des simulations du transport et de la dispersion des polluants est divisée en deux parties: l'une dédiée au cas d'une source ponctuelle, l'autre à celui du cadastre des principaux émetteurs industriels. Cette décomposition permet, dans la première partie, d'évaluer les performances des modèles et, dans la deuxième partie, de présenter un cas intéressant de Bienne.

On suppose dans les simulations que les panaches sont des quantités passives transportées par l'écoulement, c'est-à-dire que le panache ne modifie pas de manière détectable l'écoulement dans lequel il est entraîné. Par conséquent, si l'écoulement simulé a la bonne configuration, le panache aura la bonne trajectoire. Il s'agit donc de simuler le mieux possible la dispersion du panache pour aboutir à des concentrations aussi proches que possible de la réalité. Ceci est fait en appliquant les principes de similitude aux panaches sur maquette.

Cas d'une source ponctuelle

Ce cas est destiné à évaluer la qualité des modélisations expérimentales. Pour ce faire, en raison de la densité trop faible de mesures semi-horaires à la surface de la ville de Bienne, nous choisissons de comparer les mesures sur maquette avec les calculs de concentrations au sol faits à l'aide d'un modèle gaussien pour un émetteur unique, l'ancienne GM. Le secteur de vent retenu pour la comparaison est le secteur SW (240°) et les résultats

sont présentés sous une forme adimensionnelle. Il est alors possible de comparer directement ces calculs aux résultats des essais en soufflerie.

Notons que les hypothèses sont identiques. Le vent est assimilé à une couche limite turbulente neutre. On néglige aussi l'influence de la stratification thermique, des vents locaux, de l'îlot de chaleur, du vent du Taubenthal et de l'humidité. Les différences entre les courbes ne traduisent donc que des différences dans la turbulence et dans la dispersion. La forme adimensionnelle retenue:

$$C_{red} = XHV^2/Q$$

rend la représentation indépendante du débit de la source, de la hauteur de l'émetteur et de la vitesse du vent. Ainsi l'influence des imprécisions dans le réglage des débits imposés sur la maquette, dans la surélévation du panache ou dans la vitesse du vent est minimisée.

Les résultats des simulations du transport et de la dispersion d'un panache unique sont présentés sur la figure 5.19. La figure 5.19.a) représente les résultats du modèle gaussien mis sous forme adimensionnelle, la deuxième les résultats du modèle physique. Il est surprenant de constater que le modèle gaussien (figure 5.19.a)) présente une dispersion plus forte que la simulation expérimentale (figure 5.19.b)). En effet, les essais sur maquette sont en principe effectués dans un écoulement un peu trop turbulent, comme l'atteste les valeurs de l'exposant de la loi de puissance. En conséquence, la dispersion du modèle physique devrait être plus grande que celle de la réalité. Etant donné que nous pensons que la dispersion sur la maquette est légèrement trop forte, les paramètres retenus pour le modèle gaussien nous paraissent trop élevés.

Influence du nombre de Reynolds

Un des critères d'appréciation de la qualité de la simulation de la turbulence est l'analyse de la variation des résultats obtenus en fonction du nombre de Reynolds. En effet, une grande variété d'écoulements turbulents et en particulier les couches limites, les jets, les panaches ainsi que l'écoulement autour des obstacles anguleux présentent une similitude ou même un comportement constant lorsque le nombre de Reynolds est au-dessus d'une certaine valeur appelée nombre de Reynolds limite. Cette propriété est notamment en défaut dans le cas de l'écoulement autour d'un corps circu-

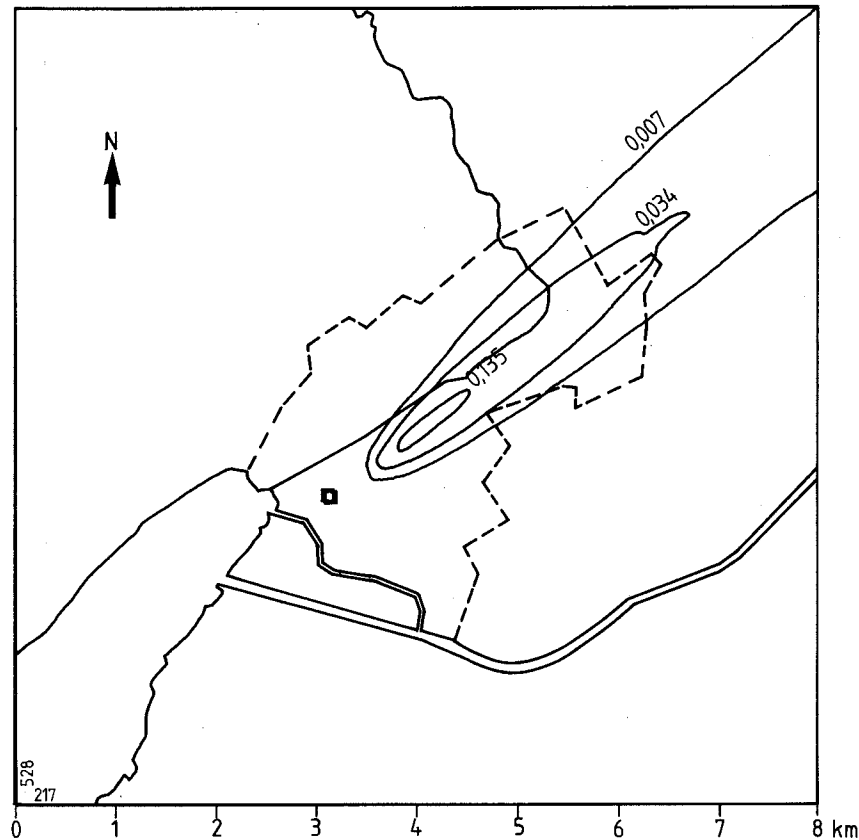


Fig. 5.19.a) Concentration réduite (C_{red}) du modèle gaussien ($Q = 15,8 \text{ g} \cdot \text{s}^{-1}$; $u = 2 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$; $H = 120 \text{ m}$; neutre).

laire, sphérique ou présentant une symétrie de révolution. Lors des essais en soufflerie, l'indépendance des résultats face au nombre de Reynolds est vérifiée pour des bâtiments placés en écoulements turbulents, à une échelle comprise entre 1/100 et 1/1'000 pour des vitesses supérieures à 5 m/s. Le nombre de Reynolds limite est donné par:

$$Re = UL/v > 300$$

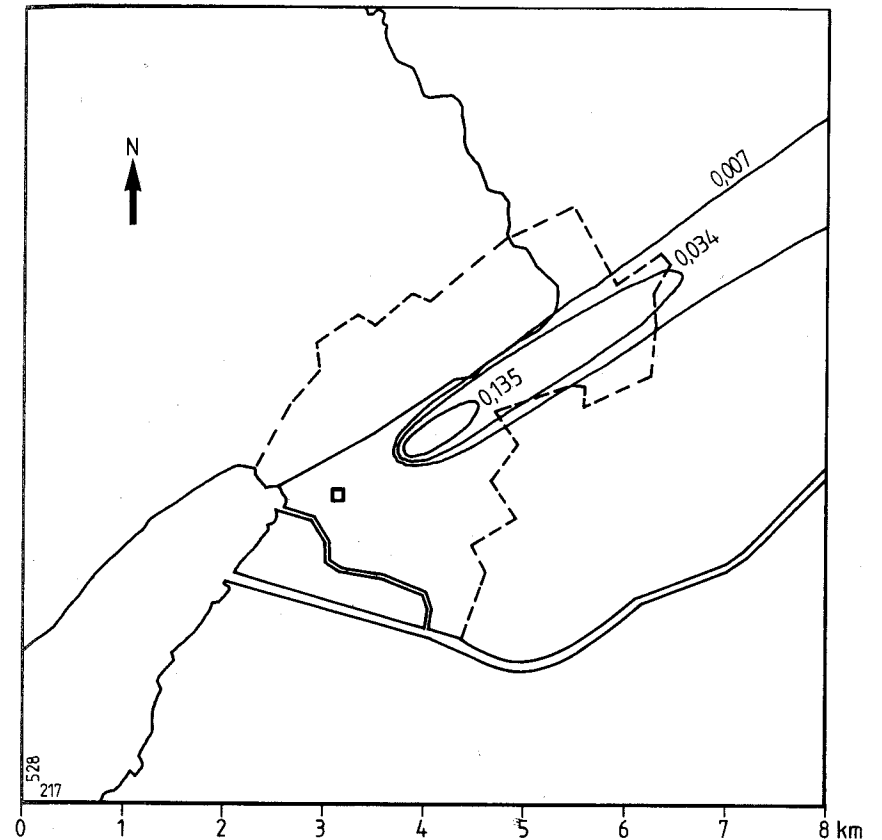


Fig. 5.19.b) Concentration réduite (C_{red}) de l'essai de soufflerie ($Q = 0,2 \text{ cm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$; $u = 0,15 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$; $H = 0,03 \text{ m}$; neutre).

ou par le nombre de Reynolds turbulent limité par:

$$Re_t = \frac{u_* Z_o}{\nu} > 2,5$$

Dans le cas du modèle de Bienne, à l'échelle 1/2000, cette limite serait atteinte pour

$$u_* = 0,5 \text{ m/s et } Z_o = 7 \cdot 10^{-5} \text{ m.}$$

Ces valeurs correspondent à une vitesse d'écoulement sur le modèle de 4 à 5 m/s et à une rugosité de 0,07 mm (soit de 0,14 m réels). Il est toutefois nécessaire d'opérer à une vitesse plus faible, de l'ordre de 1 m/s. Cette diminution de vitesse est imposée par la simulation des forces de gravité et de la stratification thermique (similitude de Froude).

Il est donc important de contrôler si le comportement des panaches émis par les petites cheminées est influencé par la réduction de la vitesse de l'écoulement et par l'augmentation de la rugosité. Les concentrations mesurées dans un panache placé dans la couche limite turbulente ne varient que très faiblement lorsque la vitesse de l'écoulement diminue comme le montre la figure 5.20. Ce résultat est relativement étonnant et atteste d'un meilleur comportement que prévu du modèle à l'échelle 1/2'000. Ceci est

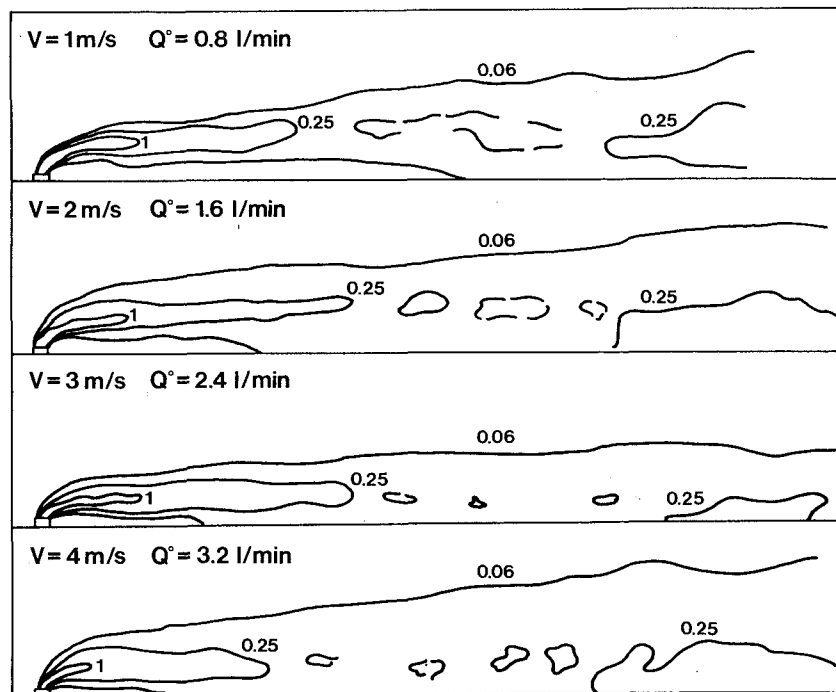


Fig. 5.20. Variations de la concentration d'un panache en fonction de la vitesse pour l'écoulement neutre.

dû à la très grande longueur de la soufflerie qui permet d'obtenir une couche limite turbulente épaisse et bien développée. Cette turbulence domine celle du panache. Par conséquent, les résultats proposés ne sont valables que pour la partie éloignée de la source dite phase terminale du panache.

Influence de la stratification thermique

La stratification thermique a généralement pour effet de réduire la turbulence et d'atténuer les mouvements verticaux des panaches. L'expérience présentée ici par vent du secteur sud-ouest, a pour but de contrôler que les panaches reproduits sur la maquette à l'échelle 1/2000 sont influencés correctement par la stratification thermique.

La photo 5.1.A. montre une coupe transversale et verticale à travers un panache unique en atmosphère neutre. Dans le cas stratifié, la photo 5.1.B. montre que la dispersion est plus faible et la forme en ellipse atteste de l'atténuation des mouvements verticaux par la stratification thermique de 1 °C/100 m est conforme à l'effet prédit par la théorie. La simulation sur la maquette au 1/2'000 est donc également de bonne qualité en ce qui concerne l'influence de la stratification thermique.

Simulation du cadastre d'émissions industrielles par différents secteurs de vent

La maquette à l'échelle 1/2'000 étant calée, ses performances étant évaluées et jugées suffisantes, il est possible de reproduire le cadastre des émissions industrielles de Bienne ainsi que d'étudier son transport et sa dispersion par les vents dominants.

Par vent du secteur sud-ouest et stratification neutre, la carte des concentrations réduites est présentée à la figure 5.21. Notons que le recours aux concentrations réduites n'est possible dans le cas de plusieurs émetteurs que si les rapports entre les débits d'émissions sont identiques pour tous les émetteurs entre leur modélisation et la réalité. Il faut en outre que les hauteurs des cheminées et des surélévations des panaches soient reproduites à l'échelle pour ces débits d'émission.

Dans ces conditions, la variable réduite sera homogène entre la nature et le modèle, si elle est normalisée par le débit *total* des émetteurs. Elle inclus

également l'influence de la vitesse moyenne du vent. La validité d'une telle carte est encore limitée par l'influence des vents locaux. Notons que les cartes présentées ne correspondent qu'à un type d'écoulement, les vents modérés à forts, sans influence de l'îlot de chaleur, des brises et du vent du Taubenloch.

On peut constater, par vent du sud-ouest (figure 5.21.), que les immissions sont plus fortes dans les quartiers situés à la périphérie est de la ville. Cette constatation représente une conséquence importante pour le centre de la ville qui est moins exposé aux émetteurs industriels qu'au chauffage des immeubles ou au trafic. La raison principale provient de ce que les émetteurs industriels situés en ville sont répartis plus ou moins selon l'axe ouest-est et ont tous une hauteur supérieure à 10 m. Par conséquent, la concentration maximale au sol est située en aval de l'émetteur, de même que la zone de superposition de plusieurs panaches. On peut voir également sur la figure 5.21., l'influence de la topographie qui tend à courber les trajectoires.

L'écoulement secondaire par la vallée de l'Aare, entraîne une partie des émissions au sud du Büttenberg. L'influence du vent du Taubenloch a pour effet de renforcer cette composante sud et l'influence de la brise de pente nocturne repousse la zone de concentrations maximum au sud du champ de Boujean. On voit donc que par vent du secteur sud-ouest et sans vent du Taubenloch, une zone industrielle à Boujean serait mal ventilée ou exposée aux émissions de la ville. Les panaches de cette zone seraient superposés à ceux de la ville et chargeraient plus la région située en aval de Bienne. Cette zone n'aurait par contre aucune influence sur la ville par ce secteur de vent. Une zone industrielle située à Orpond serait mieux ventilée et ses panaches ne se superposeraient qu'à une partie plus faible de ceux de la ville; ils affecteraient toutefois le village d'Orpond en augmentant sa charge. Une zone industrielle située à Dietschimatt n'aurait aucune interaction avec la ville en cas de vent du sud-ouest.

Par vent du secteur nord-est (bise) et accompagnée d'une stratification stable, la situation apparaît plus critique. En effet, les émissions se superposent et le maximum est situé à la périphérie ouest de la ville et sur le lac. L'influence de la topographie se fait moins sentir (figure 5.22.). Le vent du Taubenloch tendra à diminuer les vitesses de vent en ville et ainsi à augmenter les niveaux de concentrations. Les brises descendant les pentes viennent accentuer cette augmentation en repoussant les panaches au sud

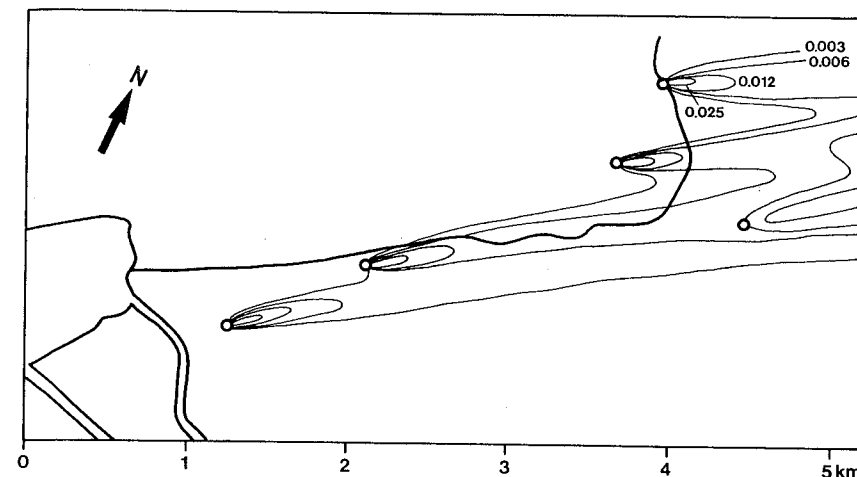


Fig. 5.21. Concentrations réduites par le débit total de cadastre d'émission à 60 m au-dessus du sol par vent en altitude du secteur sud-ouest de 1 m/s (neutre). Traitement d'image des sources 51, 4, 5, 8, 9. Maquette à l'échelle 1/2'000.

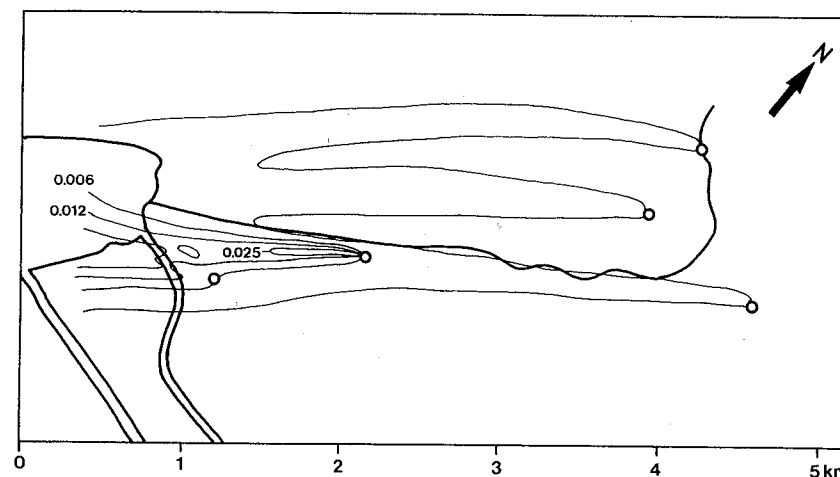


Fig. 5.22. Concentrations réduites par le débit total du cadastre d'émission à 60 m au-dessus du sol, par vent en altitude du secteur nord-ouest de 1 m/s (stratifié). Traitement d'image des sources 51, 4, 5, 8, 9. Maquette à l'échelle 1/2'000.

de la ville et en favorisant leurs superpositions. En l'absence du vent du Taubenloch, une zone industrielle placée au champ de Boujean ne serait pas exposée aux émissions de la ville mais serait une source supplémentaire.

Par effet de la topographie, les émissions provenant d'une zone industrielle située à Orpond auraient également pour effet d'augmenter la charge de la ville, ceci sans l'influence du Taubenloch. De nouveau, une zone située à Dietschimatt n'aurait, par vent d'est, aucune influence sur la ville. Elle augmenterait les concentrations à Nidau et Port.

Dans le cas de la situation sans vent, il apparaît que la zone de convergence d'air à la périphérie de la ville donne lieu à un léger écoulement de l'ouest vers l'est, sur la zone considérée. Les concentrations de polluants sont élevées aussi bien pour le cas du panache isolé que pour le cadastre d'émetteurs. Ceci est le résultat d'une très mauvaise ventilation de la ville qui provoque de forts taux de concentrations le long des trajectoires suivies par le vent. La persistance d'une telle situation sur plusieurs journées consécutives peut donner lieu à des concentrations critiques dans certaines parties de Bienne, comme cela a été constaté lors de la campagne de décembre 1980.

5.1.11. Résumé des observations faites sur la maquette à l'échelle 1/1000

L'influence d'un projet d'extension des constructions dans la région de Boujean-Est, sur les vitesses et concentrations en ville de Bienne, a été analysée. Cinq scénarios de constructions ont été simulés sur une maquette à l'échelle 1/1000. Il apparaît qu'en bordure de la zone à bâtir projetée, les vitesses du vent au sol pourraient diminuer de 15% si la totalité de la zone était bâtie. Cette diminution des vitesses est accompagnée d'une augmentation de 30% de l'intensité de turbulence. Dans les quartiers du centre-ville, par contre l'influence des constructions sur les vitesses du vent ne se fait plus sentir.

Pour juger de l'influence de ces constructions sur la pollution atmosphérique, la dispersion des émissions de la Länggasse a été étudiée. Il ne s'agissait pas ici de tenir compte de l'ensemble des émissions dues au trafic mais uniquement de juger de l'influence des nouvelles constructions sur les concentrations au voisinage d'une rue et sur le transport des émissions de

cette rue, dans les rues voisines et jusqu'au centre de la ville. La réalisation des constructions dans la zone à bâtir a pour effet d'augmenter les concentrations dans la rue elle-même et dans les rues adjacentes. Ainsi les lieux où se produisent les émissions au voisinage du sol sont soumis à l'effet de la réduction de vitesse.

Dans les quartiers plus éloignés, au centre de la ville par exemple, on observe une diminution de la pollution importée émise à la Länggasse. Ceci provient de la meilleure dispersion au niveau des toits liée à l'augmentation de la turbulence. Ce résultat, apparemment contradictoire, montre la nécessité de différencier les sources de pollution en fonction de la hauteur d'émission et de procéder à des études suffisamment détaillées, avant de pouvoir tirer des conclusions quant à l'impact d'un projet en milieu urbain.

5.1.12. Conclusions

La modélisation physique permet de tenir compte de l'influence de particularités locales, telles que celles du Taubenloch ou des quartiers de la ville. Cette modélisation offre en outre la possibilité de visualiser des trajectoires et l'aspect tridimensionnel des écoulements.

Les simulations effectuées par vent du secteur sud-ouest ont montré une influence de la topographie par une canalisation entre le Jura et les monts situés au sud et à l'est de Bienne. Un phénomène symétrique est observable par vent d'est. Par contre, par vent du nord, on observe une divergence des écoulements en direction de Granges et du Lac de Bienne.

L'influence du vent du Taubenloch est importante, elle est renforcée par la présence des brises de pentes nocturnes descendant les flancs du Jura. Un intéressant phénomène de débordement de l'air froid par-dessus Evillard a été mis en évidence. Ce débordement renforce l'action du vent du Taubenloch et des brises de pentes.

Le tissu bâti de la ville produit une diminution sensible de la vitesse par vent en altitude modéré à fort et le changement de rugosité entre le lac et la ville se fait sentir très rapidement par vent du sud-ouest. La présence d'humidité dans l'air, provenant du lac peut être à l'origine d'une formation nuageuse au-dessus de la ville, sous l'effet du changement de rugosité et de l'îlot de chaleur. La présence de cellules complexes dans l'îlot de

chaleur a montré la nécessité de recourir à des modélisations expérimentales à plusieurs échelles.

Du point de vue du transport et de la dispersion des polluants, seul le comportement des émissions correspondant au cadastre industriel a été étudié. Dans le cas d'un émetteur unique, la comparaison entre les modèles physiques et gaussiens a montré que les coefficients de dispersion habituellement retenus, dans les modèles gaussiens sont trop grands. Il a été déduit de cette analyse que le modèle physique semble à même, à une échelle supérieure à 1/2'000 de fournir des valeurs de référence pour ces modèles théoriques. Cette présomption devrait toutefois encore être confirmée sur la base de mesures de concentrations en altitude et dans l'espace, faites dans la nature et en site urbain.

Dans le cas de l'analyse du comportement des émissions industrielles, une exposition des régions situées sous le vent de la ville, par vents du sud-ouest et du nord-est a été mise en évidence. Ceci est dû à la convergence des écoulements ainsi qu'à la disposition relativement alignée des émetteurs considérés. Par vent du nord-ouest, les émissions sont transportées selon des trajectoires plus ou moins parallèles.

En ce qui concerne le transport et la dispersion des panaches industriels, on peut relever que les essais sur maquettes à l'échelle 1/2'000 donnent des résultats de bonne qualité. Il existe une convergence des panaches par vent d'ouest et par bise due à l'influence de la topographie, ce qui tendrait à augmenter les concentrations au niveau des toits principalement de la région située à l'est de la ville.

Les essais effectués montrent que les constructions par leur rugosité ont pour effet d'augmenter la turbulence et d'assurer une bonne dispersion des polluants émis en altitude et limite ainsi leur pénétration dans les rues. Par contre, des émissions faites au niveau du sol, voient leurs concentrations augmenter.

Références

- Abe, M., 1929: Mountain clouds, their forms and connected air currents. Bull. Cent. Meteor. Obs., Vol. 7, No. 3, Tokyo.
Berlincourt, P., 1988: Les émissions atmosphériques de l'agglomération de Bienne. Geographica Bernensia, G 28, 178 pp.

- Buckingham, E., 1914: On physically similar systems; illustrations of the use of Dimensional Equations. The Physical Review, Vol. IV, Series II, 346-376.
Cermak, J.E., and H. J. Koloseus, 1953: Lake Hefner model studies of wind structure and evaporation. Colorado A & M College. Technical Report, 54, JEC 20. part I, 152 pp., part II.
Cermak, J.E., 1978: Applications of wind tunnels to investigations of wind-engineering problems. AIAA. 10th Aerodynamic Testing Conference, San Diego, 1-16.
CLIMOD, 1978: Zwischenbericht über die Möglichkeiten regionaler Klimaveränderungen durch menschliche Einwirkungen, Projekt Climod. EDMZ, Bern.
CLIMOD, 1982: Möglichkeiten regionaler Klimaveränderungen durch menschliche Einwirkungen. Schlussbericht über das Projekt CLIMOD. Eidg. Kommission Meteorologie des schweizerischen Gebietes Hochrhein, Bern.
Hertig, J.-A., 1977: Similitude entre écoulements turbulents. Thèse EPFL, No. 288.
Hertig, J.-A., 1986: La physique de l'atmosphère et les îlots de chaleur au-dessus des villes. Possibilités et limites de la modélisation. Archives des Sciences, vol. 39, Fasc. 3, 299-324.
Hertig, J.-A. et P. Liska, 1983: Simulation of regional atmospheric flow on small scale topographical models. J.W.E.I.A. 15, 77-89.
Jensen, J. and N. Frank, 1963: Model tests in turbulent wind. Part I, Copenhagen.
Oke, T. R., 1978: Boundary Layer Climates. Methuen, London.
Rickli, R., 1984: Ausbreitungsklima der Region Biel. Felduntersuchungen und deren Resultate. Contributions à la recherche climatologique GIUB, No 20, 17-25.
Wanner, H., 1979: Zur Bildung, Verteilung und Vorhersage winterlicher Nebel im Querschnitt Jura-Alpen. Geographica Bernensia, G 7.
Wanner, H. and J.-A. Hertig, 1984: Studies of urban climates and air pollution in Switzerland. Journal of Climate and Applied Meteorology, Vol. 23, No. 12, 1614-1625.
Wanner, H., P. Berlincourt und R. Rickli, 1982: Klima und Lufthygiene der Region Biel - Gedanken und erste Resultate einer interdisziplinären Studie. Geogr. Helvetica 4/1982, 215-224.

5.2 Modèles numériques

MARTIN BENISTON

Summary

This chapter describes a study which used numerical modelling to examine regional meteorology and its influence on the behaviour of air pollution in the city of Biel and its surroundings. A brief survey of two numerical models is presented: MESOCONV, a meteorological mesoscale model, and MICRO, a transport and dispersion model. Several applications of these models in Biel and its surroundings have demonstrated the interactions between meteorology, orography and the behaviour of pollution.

The most important results of the study related to the channelling effects of topography on the flow, the nature of the surface, where heterogeneities of roughness, temperature and moisture can influence dynamic and thermal atmospheric fields, and cloud activity, which can perturb low-level flow – and hence modify regions affected by pollution – owing to secondary circulations induced by cumulus formations.

Résumé

On décrit dans ce chapitre une étude, par modélisation mathématique, de la météorologie régionale et de son influence sur le comportement de la pollution pour la région de Bienne. Un résumé des modèles numériques MESOCONV, pour la météorologie à méso-échelle, et MICRO pour le transport et la dispersion de polluants est présenté. Plusieurs applications sur la ville de Bienne et sa région ont démontré les liens qui peuvent exister entre la météorologie, la nature du terrain, et le comportement de la pollution.

Parmi les résultats les plus notables, on trouve l'effet du relief sur la canalisation des écoulements; la nature du sol, qui influence la dynamique et la thermique atmosphériques à travers des hétérogénéités de rugosité, de température, ou d'humidité; ou encore l'activité nuageuse qui, grâce aux circulations secondaires induites par les cumulus, perturbe suffisamment les écoulements à bas niveaux pour modifier les zones touchées par la pollution.

Zusammenfassung

In diesem Kapitel wird eine Studie vorgestellt, welche sich mit der mathematischen Modellierung der regionalen meteorologischen Prozesse sowie deren Einfluss auf die Luftverschmutzung im Raum Biel befasst. Zuerst werden in einem kurzen Überblick das mesoskalige meteorologische Modell MESOCONV und das zur Simulation des Transportes und der turbulenten Diffusion von Luftschadstoffen eingesetzte Modell MICRO beschrieben. Mehrere Anwendungen der beiden Modelle zeigen die komplizierten Wechselwirkungen zwischen den meteorologischen Prozessen, der komplexen Orographie und dem Verhalten der Luftschadstoffe.

Als wichtigste Ergebnisse der numerischen Studien sind zu nennen: die starke Kanalisierung der Strömung durch das Relief; die thermische und mechanische Beeinflussung der meteorologischen Felder durch die unterschiedliche Bodenbedeckung (Rauigkeit, thermische und hygrische Diskontinuitäten); die Wolkenbildung, welche die bodennahe Lokalzirkulation dank der Sekundärzirkulationssysteme in den Cumuli ganz massgeblich modifiziert.

5.2.1. Introduction

L'intérêt pour la simulation numérique de processus atmosphériques a débuté dans les années 60 avec l'avènement de calculateurs suffisamment puissants pour traiter divers problèmes météorologiques.

Les méthodes numériques les plus couramment utilisées sont celles des différences finies, grâce en large partie à leur souplesse et leur relative simplicité de codage informatique. Du point de vue mathématique, on a identifié les difficultés liées aux méthodes des différences finies, telles que la compatibilité entre schémas de différences spatiales et temporelles. Il y a plus de vingt ans déjà, Lilly (1965) résumait les connaissances sur les schémas numériques et la solution de problèmes liés aux instabilités numériques.

Dans un premier temps, les simulations numériques de l'atmosphère se limitaient à l'étude ou à la prévision d'écoulements ou processus simples en une ou deux dimensions spatiales. Divers modèles étaient développés au début des années 60, pour l'étude de phénomènes aux échelles de l'espace et du temps très différentes les unes des autres. On peut citer entre autres le modèle bidimensionnel de brise de mer d'Estoque (1962) et le modèle de Smagorinsky (1963), qui a fait date dans l'histoire de la prévision du temps à l'échelle globale.

Le concept de la séparation des échelles de l'atmosphère permet certaines simplifications au système d'équations à traiter; ces approximations sont en général basées sur l'analyse des ordres de grandeur des termes des équations principales (voir par exemple Holton 1972). Depuis une dizaine d'années, on est arrivé à une terminologie généralement acceptée concernant les échelles de l'atmosphère: la micro échelle, la méso échelle et la macro échelle. Des sous-catégories peuvent encore être identifiées, telles que l'a démontré Orlanski (1975).

Les modèles numériques se développent très rapidement dans les années 70 et suivent les progrès en matière de rapidité et de taille des calculateurs. Les modèles deviennent plus détaillés et contiennent de plus en plus de physique météorologique. Ainsi le modèle de couche limite planétaire de Deardorff (1972) est modifié par Sommeria (1976) pour tenir compte des changements de phase de l'eau; le modèle mésométéorologique de Pielke (1974) s'est succédé à lui-même en incluant successivement l'humidité, la topographie et le transport de polluants.

Les méthodes numériques ont aussi évolué; les schémas en différences finies simples, d'une exactitude parfois peu suffisante, ont été améliorés par des interpolations «spline» (Pielke 1984); on développe des modèles spectraux tels que le modèle de prévisions globales du Centre Européen de Prévisions à Moyen Terme (Jarraud et al. 1984). Plus récemment encore, la méthode des éléments finis, initialement développée pour l'étude et la simulation de structures, a pu être adaptée aux écoulements de fluides (Hugues et al. 1979). L'intérêt des éléments finis réside d'une part dans la relative exactitude des données, d'autre part dans la forme arbitraire d'un réseau de points nodaux qui permet de traiter des problèmes en milieu topographique complexe avec plus de facilité que les autres techniques numériques.

L'étude de processus atmosphériques par modélisation numérique est motivée par le fait que l'on peut traiter un bon nombre de problèmes sans avoir recours à des expériences in situ qui sont coûteuses et dont la résolution spatiale et temporelle de l'échantillonnage est rarement suffisante pour répondre aux besoins de l'étude. Un modèle numérique est donc un véritable «laboratoire» où l'on peut tester, comparer, et prédire les caractéristiques de l'atmosphère en fonction de divers paramètres, de conditions initiales et de conditions aux limites. Il est plus aisé de modifier un paramètre dans un modèle numérique et de voir la sensibilité de l'atmosphère par rapport à ce paramètre, que dans la nature.

5.2.2. Description des modèles

On décrit dans cette section la théorie liée au couple de modèles à échelle régionale et échelle locale. Des références sont données afin de permettre au lecteur d'obtenir de plus amples renseignements sur ces modèles, s'il le désire. L'étude numérique de la pollution se fait à l'aide d'un système de modèles couplés, l'un traitant de problèmes météorologiques à l'échelle régionale, l'autre de problèmes de dispersion de polluants à une échelle très locale. Pour des questions de résolution spatiale et temporelle, aucun modèle n'est capable de tenir compte à la fois des phénomènes à l'échelle moyenne et ceux à la micro échelle, alors que dans la réalité, toutes échelles atmosphériques sont liées entre elles. On tente de reproduire ce continuum atmosphérique en séparant les phénomènes à analyser en deux catégories

bien distinctes, ce qui permet de simuler chaque échelle avec un modèle approprié, ayant la résolution nécessaire pour obtenir des résultats cohérents. La figure 5.23. illustre schématiquement le couplage entre le modèle à méso-échelle, qui donne les informations sur la météorologie régionale, et le modèle à micro-échelle, qui permet de simuler à l'échelle locale le transport et la dispersion de polluants entraînés dans des écoulements émanant de l'échelle régionale.

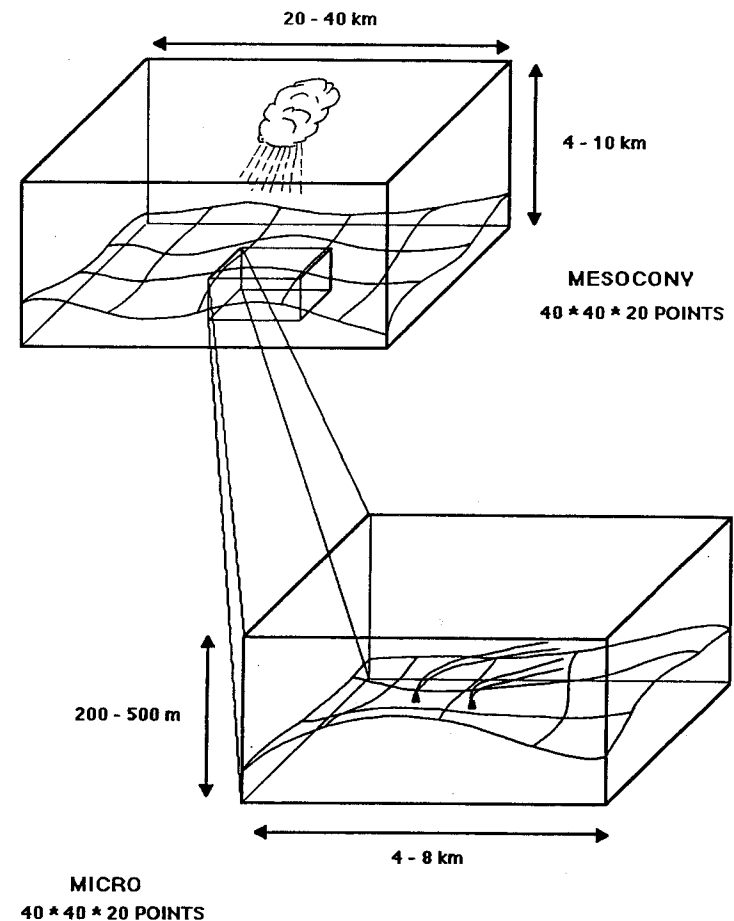


Fig. 5.23. Exemple schématique du couplage entre modèles numériques.

Le Modèle mésométéorologique MESOCONV

MESOCONV est un modèle tridimensionnel en différences finies, développé initialement pour la simulation des processus météorologiques en présence de structures nuageuses organisées, telles que les cellules de type Rayleigh-Bénard observées au large des côtes continentales en présence d'air froid (Beniston 1984, 1985). Un modèle de rayonnement atmosphérique infrarouge a donné lieu à des comparaisons entre rayonnement et activité nuageuse (Beniston et Schmetz 1985) et par la suite l'influence du rayonnement solaire a été étudiée avec MESOCONV (Schmetz et Beniston 1986).

Dans le cadre du PNR-14, le modèle mésométéorologique a servi à évaluer l'importance d'un plan d'eau, tel que le Lac de Bièvre, sur les écoulements à l'échelle régionale. Il s'agissait d'étudier sous quelles conditions les effets du lac deviennent importants; ceci a un impact direct pour les simulations sur maquette physique: lorsque le lac influence clairement l'écoulement, la simulation en soufflerie peut aboutir à des résultats erronés, étant donné l'impossibilité à l'heure actuelle de tenir compte de processus d'humidité. On a trouvé (Beniston 1986) que l'effet d'une surface d'eau telle que le Lac de Bièvre est de générer un champ de nuages, en particulier sous des conditions de stratification instable. Les nuages à leur tour perturbent localement le champ de vents à travers des circulations secondaires; cette situation peut nettement modifier le transport et la diffusion de polluants par rapport aux écoulements sans nuages.

Le système d'équations de MESOCONV se résume à six équations évolutives pour le vent horizontal, la température potentielle, l'humidité spécifique, l'eau nuageuse (gouttelettes fines), et l'eau de pluie. Ceci donne les expressions suivantes:

$$\begin{aligned} \frac{\delta u}{\delta t} &= -u \frac{\delta u}{\delta y} - v \frac{\delta u}{\delta z} - w \frac{\delta u}{\delta z} + f_v - \frac{1}{\rho} \frac{\delta p}{\delta x} + DF_u \\ \frac{\delta v}{\delta t} &= -u \frac{\delta v}{\delta x} - v \frac{\delta v}{\delta y} - w \frac{\delta v}{\delta z} + f_u - \frac{1}{\rho} \frac{\delta p}{\delta y} + DF_v \\ \frac{\delta \Theta}{\delta t} &= -u \frac{\delta \Theta}{\delta x} - v \frac{\delta \Theta}{\delta y} - w \frac{\delta \Theta}{\delta z} + DF_\Theta + C_\Theta + R_\Theta \\ \frac{\delta q}{\delta t} &= -u \frac{\delta q}{\delta x} - v \frac{\delta q}{\delta y} - w \frac{\delta q}{\delta z} + FD_q + C_q \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \frac{\delta q_L}{\delta t} &= -u \frac{\delta q_L}{\delta x} - w \frac{\delta q_L}{\delta y} - w \frac{\delta q_L}{\delta z} + DF_{q_L} + C_{q_L} \\ \frac{\delta q_r}{\delta t} &= -u \frac{\delta q_r}{\delta x} - w \frac{\delta q_r}{\delta y} - w \frac{\delta q_r}{\delta z} + DF_{q_r} + C_{q_r} \end{aligned}$$

A cause de son échelle régionale, l'approximation hydrostatique est valable pour tout maillage horizontal dépassant 500-1000 m. L'équation évolutive pour la vitesse verticale se réduit donc à l'équation hydrostatique (modifiée ci-dessous pour remplacer la température ambiante par la température potentielle):

$$\frac{\delta q^{R/cp}}{\delta z} = \frac{-g p_0^{R/cp}}{C_p \Theta}$$

Puisque on n'a plus la capacité de prédire le champ de vitesses verticales w , on doit utiliser l'équation de continuité pour extraire ce champ à méso-échelle. On a donc:

$$\frac{\delta u}{\delta x} + \frac{\delta v}{\delta y} + \frac{1}{\rho} \frac{\delta \rho w}{\delta z} = 0$$

On impose ici l'approximation anélastique pour tenir compte des changements de densité avec l'altitude. Le système d'équations se complète par l'équation d'état pour un gaz parfait, soit:

$$p = \rho RT$$

Les processus physiques sont paramétrés et figurent dans les équations à travers les termes DF (divergence de flux), C (influence de la convection humide sur les champs thermodynamiques), et R (flux radiatifs). A noter que dans les expériences se rapportant à Bièvre, on a négligé ce dernier terme, ce qui est une approximation justifiée par les temps de simulation et par la couverture nuageuse relativement faible; on ne donnera par conséquent pas de détails sur les schémas de rayonnement dans ce rapport, ceux-ci étant largement décrits dans Beniston et Schmetz (1985) et Schmetz et Beniston (1986).

Pour la turbulence de la couche limite planétaire, on applique une fermeture au premier ordre, ce qui est une paramétrisation suffisante pour les échelles considérées. La fermeture au premier ordre définit un flux turbulent comme étant proportionnel à son gradient local; le problème principal est d'évaluer la variation du coefficient de diffusion K_m avec l'altitude.

Pour le modèle à méso-échelle, on a adopté la formulation de O'Brien (1970), où le profil de K_m est un polynôme du troisième degré interpolé entre des valeurs spécifiées de K_m au sommet de la couche de surface et au sommet de la couche limite planétaire.

Entre le sol et une altitude de 10–50 m se situe la couche dite à flux constants; une paramétrisation basée sur l'expérience du Kansas décrite par Businger et al. (1971) est appliquée pour les flux de cette couche. Les transports turbulents de quantité de mouvement, de chaleur et d'humidité sont décrits par les expressions suivantes:

$$\begin{aligned} -\overline{u'w'} &= u_*^2 \\ -\overline{\Theta'w'} &= u_*\Theta_* \\ -\overline{q'w'} &= u_*q_* \end{aligned}$$

où les termes de «friction au sol» sont définis par:

$$\frac{kz}{u_*} \frac{\delta u}{\delta z} = \Phi_M(z/L)$$

$$\frac{kz}{\Theta_*} \frac{\delta \Theta}{\delta z} = \Phi_H(z/L).$$

Les termes Φ_M , Φ_H et Φ_q sont des fonctions de stabilité qui dépendent de la longueur de Monin-Obukhov. Businger et al. (1971) ont trouvé que la dépendance est donnée par:

$$\Phi_M(z/L) = \begin{cases} 1 + 4.7 z/L & \text{pour } z/L \geq 0 \text{ (stable)} \\ (1 - 15 z/L)^{-1/4} & \text{pour } z/L < 0 \text{ (instable)} \end{cases}$$

$$\Phi_H(z/L) = \Phi_q(z/L) = \begin{cases} 1 + 6.4 z/L & \text{pour } z/L \geq 0 \\ 0.74 (1 - 9 z/L)^{-1/2} & \text{pour } z/L < 0 \end{cases}$$

Ce genre de paramétrisation est valable dans le modèle pour le sol et pour le premier niveau de calcul du modèle, situé au sommet de la couche de surface. Un couplage se fait entre les flux calculés par le schéma de la couche de surface et ceux calculés par la fermeture au premier ordre à des niveaux plus élevés.

L'activité nuageuse se traduit dans la nature par une modification des bilans thermiques et d'humidité, à cause de la libération ou de l'absorption de chaleur latente par les changements de phase de l'eau. Par ailleurs, la répartition de chaleur et d'humidité est rendue plus complexe par les circulations à l'échelle du nuage qui transportent Φ et q entre divers

niveaux. L'influence des nuages à la méso-échelle peut par conséquent être fondamentale et doit être prise en compte, même si chaque nuage individuel n'est pas directement résolu par la maille.

Le schéma de convection utilisée dans MESOCONV est basé sur les travaux de Augstein et Wendel (1981), et fait usage d'un modèle unidimensionnel de nuages afin d'évaluer les bilans thermodynamiques. Les nuages se forment dès que la vitesse verticale convective au niveau de condensation dépasse un seuil de l'ordre de 10cm/s (valeur au point de grille méso-échelle). Cette vitesse représentée par w_* , s'écrit:

$$w_* = -\int_0^{CB} (\nabla \cdot v) dz + \overline{w'\Theta'}_{CB}$$

où CB est le niveau de la base des nuages. Le premier terme du membre droit représente la convergence dans la couche sous-nuageuse, alors que le deuxième terme est le flux de chaleur au niveau de condensation. On suppose que w_* est la vitesse globale de tous les nuages se formant à l'intérieur d'un volume élémentaire de la grille.

Suivant les hypothèses d'Arakawa et Schubert (1974) et Betts (1975) entre autres, on admet que le flux convectif d'une variable A est représenté par le produit de la vitesse convective par la différence des valeurs de A entre le nuage et son environnement, soit:

$$-\overline{w'A'} = w_* (A_c - A_e)$$

où l'indice c est la valeur à l'intérieur des nuages et e celui de l'environnement. La dérivée verticale de l'équation ci-dessus est le terme qui contribue directement à l'évolution temporelle de A, d'où:

$$-\frac{\delta}{\delta z} \overline{w'A'} = w_* \frac{\delta A_c}{\delta z} - w_* \frac{\delta A_e}{\delta z}$$

où on a supposé une vitesse w_* constante dans les nuages. Le problème de fermeture se résume à trouver le profil vertical de A à l'intérieur des nuages, le profil dans l'environnement étant connu à chaque point de grille. Augstein et Wendel (1981) suggèrent que dA_c/dz est proportionnel à $(A_c - A_e)$; ils introduisent un facteur de détrainement δ_* , fonction de l'altitude au-dessus de la base du nuage, qui décrit l'importance des échanges turbulents aux bords du nuage. On a par conséquent:

$$w_* \frac{\delta A_c}{\delta z} = \delta_* (A_c - A_e)$$

Une substitution de l'expression ci-avant dans l'équation pour $\frac{\partial w'A'}{\partial z}$ donne:

$$-\frac{\partial}{\partial z}(w'A') = w_s \delta_s (A_c - A_e) - w_s \frac{\partial A_c}{\partial z}$$

L'effet des nuages se traduit donc par le mélange turbulent entre le nuage et son environnement (premier terme du membre de droite) et le transport de A par subsidence d'air induite par l'activité nuageuse.

Le modèle MESOCONV tient également compte de la pluie; on considère quatre mécanismes principaux liés à ce processus:

- l'autoconversion (conversion des fines gouttelettes de nuages en gouttes de pluie),
- l'agglomération (coalescence) des gouttes de pluie par collision,
- l'évaporation de la pluie lorsqu'elle quitte son environnement saturé,
- la vitesse de chute (les plus grosses gouttes tombant en principe plus rapidement que les petites).

On a donc adapté les schémas empiriques de Kessler (1969) pour ces processus, que l'on écrit sous la forme:

Autoconversion:	$A = c_1 (q_L - c_2)$
Coalescence:	$C = c_3 q_L q_R^{.875}$
Evaporation:	$E = [VF (1 - q/q_s) q_R^{.252}] / [c_4/e_s + c_5]$
Chute de pluie:	$F = -w_R \delta q_R / \delta z$
	$w_R = 5.1 \delta q_R^{.125}$

Les termes $c_1 - c_5$ sont des constantes empiriques; VF est un facteur de ventilation. L'autoconversion et la collision sont donc une source d'eau de pluie, alors que l'évaporation et la chute sont des puits. Tous ces facteurs sont inclus dans les équations évolutives pour q , q_s , q_L et q_R à travers les termes C.

MESOCONV contient 32000 points de grille répartis sur 40x40x20 points dans les trois directions cartésiennes. Pour les simulations dans le cadre de Bienne, on a choisi une maille de 500 m horizontalement et de 250 m verticalement. Le sommet de la couche de surface se situe à 25 m au-dessus du sol. Une simulation de 24 h avec ce système d'équations sur un ordinateur de type CRAY-1 nécessite environ 2 h de temps de calcul CPU.

Le modèle à maille fine MICRO

Ce modèle est en réalité un sous-maillage du modèle MESOCONV. Dans le cadre des études sur Bienne, sa résolution est 5 fois supérieure. Les conditions de vent, de température, et de relief fournis par le modèle à échelle régionale sont interpolés sur la nouvelle maille afin de calculer avec une certaine précision le comportement de la pollution.

Une fois les conditions dynamiques et thermiques connus à chaque point de la maille, le modèle MICRO résout l'équation de conservation pour un polluant passif Y à l'aide de l'équation:

$$\frac{\delta \psi}{\delta t} = -u \frac{\delta \psi}{\delta x} - v \frac{\delta \psi}{\delta y} - w \frac{\delta \psi}{\delta z} + DF_\psi + Q$$

où Q est le terme source, qui est soit continu dans le temps (en anglais: «plume») ou instantané (en anglais: «puff»). Le terme DF_ψ est la contribution de la turbulence atmosphérique à la dilution de la pollution, et prend la forme:

$$DF_\psi = K_x \frac{\delta^2 \psi}{\delta x^2} + K_y \frac{\delta^2 \psi}{\delta y^2} + \frac{\delta}{\delta z} K_z \frac{\delta \psi}{\delta z}$$

où K_x , K_y et K_z sont les coefficients de diffusion dans les trois directions cartésiennes.

Le domaine du modèle à micro-échelle est, pour la présente étude, distribué sur 40x40x20 points de grille avec une résolution fine de 100 x 100 x 20 m. L'intégration temporelle se fait toutes les 5 secondes, ce qui est suffisamment petit pour échapper aux instabilités numériques.

5.2.3. Résultats des simulations dans la région de Bienne

Le but des modélisations mathématiques sur la région de Bienne est d'évaluer le comportement de la pollution pour différentes conditions météorologiques: situation synoptique, effets régionaux, etc. Les modèles décrits plus haut sont en fait de véritables «laboratoires de simulation» qui permettent d'évaluer l'effet de modifications des émissions sur la qualité de l'air, ou encore de choisir les sites optimaux pour de nouvelles industries dont l'impact à l'environnement est moindre.

La figure 5.24. illustre une vue en perspective de la région de Bienne, telle qu'elle est simulée par le modèle à méso-échelle MESOCONV. Cette vue à partir du sud-ouest représente un domaine de 20×20 km, avec un intervalle de 500 m entre chaque point de la maille. L'échelle verticale est exagérée par rapport à l'échelle horizontale, afin de mieux identifier les principales caractéristiques du relief de la région. Le Jura est situé à droite, alors que Bienne et son lac sont situés au pied de ce relief. La ville est elle-même séparée de la vallée de l'Aare par une série de collines, alors que plus à l'est on trouve le Plateau Suisse. Le niveau de référence du modèle est situé au niveau le plus bas de la région, c'est-à-dire le Lac de Bienne, à 425 m/mer.

On a choisi diverses situations pour appliquer les deux modèles MESOCONV et MICRO. La direction du vent synoptique est choisi pour représenter quelques situations climatologiques typiques de cette région: sud-ouest, bise, vent de nord-ouest. Pour les simulations qui vont suivre, la stratification thermique est caractérisée par des conditions stables à l'intérieur de la couche de surface, une stratification neutre entre 50 et 1000 m au-dessus du niveau de référence, et une stratification stable typique des écoulements synoptiques en altitude entre 1000 m et le sommet du modèle à 5000 m. Le profil de l'humidité spécifique décroît de manière quasi monotone avec l'altitude entre le sol ($q = 6$ g/kg) et le sommet de la couche limite planétaire à 1600 m ($q = 1$ g/kg). Au sol, les conditions de rugosité varient entre des valeurs faibles sur le lac ($Z_o = 0,002$ m) à des valeurs fortes au-dessus de la ville ($Z_o = 0,2$ m).

Pour les autres régions rurales, la valeur de Z_o est fixée à 0,02 m. L'humidité spécifique à la surface ne varie qu'au-dessus du Lac de Bienne, où elle prend une valeur de 8g/kg. La température de surface à chaque niveau du modèle qui croise le relief prend la valeur moyenne de l'air à ce niveau. Par ailleurs, l'aire du domaine qui représente la ville de Bienne a un excédent de température de $2,5^\circ$ K par rapport à la campagne avoisinante. On impose la même température au lac qu'au sol environnant afin de pouvoir identifier d'éventuels effets d'îlots de chaleur liés à la ville plutôt qu'à d'autres hétérogénéités de surface.

Le modèle MESOCONV ainsi initialisé atteint un état d'équilibre stationnaire après environ une heure de temps modèle. L'écoulement s'ajoute à des perturbations induites par la topographie régionale, ainsi qu'aux hétérogénéités de rugosité, de température, et d'humidité. Les résultats qui

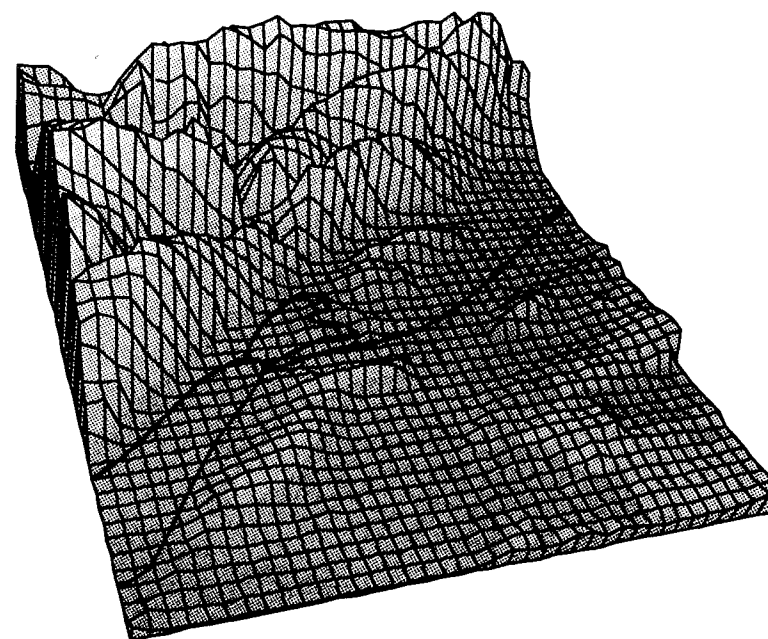


Fig. 5.24. Vue en perspective du domaine de 20×20 km utilisé pour la région de Bienne; chaque carré représente la maille élémentaire de 500 m du modèle MESOCONV.

seront décrits par la suite sont valables pour des conditions quasi-stationnaires obtenus après 90 minutes de temps modèle.

Situation synoptique du sud-ouest, sans nuages

Pour cette simulation, on a supprimé toute activité nuageuse. Ceci nous permettra de comparer le comportement de la pollution pour la même situation synoptique, mais avec nuages, dans une simulation ultérieure.

La figure 5.25. montre l'écoulement horizontal au niveau 50 m du modèle (475 m/mer). On a tracé sur cette figure le Lac de Bienne, les deux rivières qui l'alimentent, ainsi que les frontières du modèle à maille fine MICRO (un carré de 4×4 km de côté centré sur la ville de Bienne).

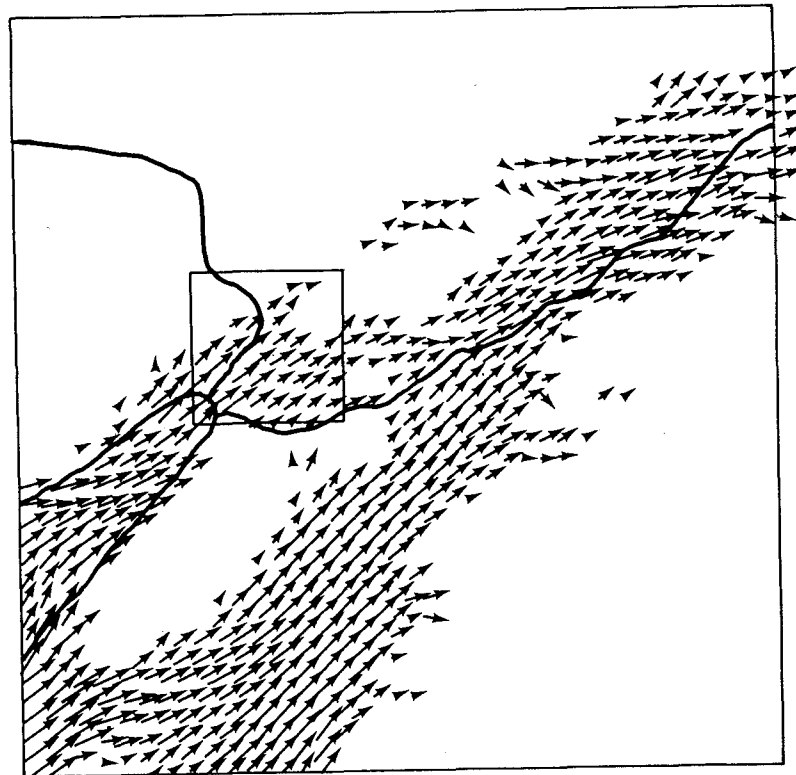


Fig. 5.25. Champ de vent à 50 m au-dessus du niveau de référence du modèle. Situation du sud-ouest, sans nuages.

La caractéristique la plus évidente de l'écoulement est la canalisation de l'écoulement par le relief. La principale partie de l'écoulement se situe au-dessus de la vallée de l'Aare, alors qu'une partie non-négligeable passe au-dessus du Lac de Bienna, puis au-dessus de la ville elle-même, avant de se séparer en deux branches au sud du Büntenberg.

A cause des différences de pression entre la vallée de l'Aare et dans la plaine de Boujean, la branche sud de l'écoulement est la plus importante, alors qu'une plus faible fraction du vent s'infiltré dans la plaine de Boujean en direction de Grenchen, avant de converger de nouveau vers le courant dominant dans la vallée de l'Aare.

En général, la nature de l'écoulement se manifeste par des irrégularités de direction et d'intensité du vent. Les régions de convergence ou de divergence sont le résultat des effets combinés du relief, qui génèrent des ondes ou des cellules dynamiques tridimensionnelles, les hétérogénéités de rugosité ou de température à la surface, ainsi que la stratification thermique.

On observe également qu'au centre des vallées, l'écoulement est plus important qu'aux bords, où les effets de friction deviennent plus importants. Ceci est particulièrement bien illustré aux figures 5.26. a) et b), qui représentent des coupes est-ouest de vitesse et de température à 50 m le long d'une ligne passant à travers le centre du domaine. Pour la figure 5.26. a), la vitesse du vent affiche deux maxima d'environ 2 m/s qui correspondent à l'écoulement principal au-dessus de Bienna et de la Vallée de l'Aare, alors que le minimum relatif situé entre les deux pics correspond à l'écoulement plus lent qui transite d'une vallée à l'autre au sud du Büntenberg.

La variation de température potentielle le long de cette même ligne (figure 5.26. b)) illustre des fluctuations dues essentiellement aux contributions venant des flux de chaleur à la surface. Ceux-ci sont partout négatifs sauf au-dessus de la ville de Bienna qui est plus chaude que ses alentours. L'effet de la ville est visible à travers un léger réchauffement de l'air au-dessus et en aval de Bienna, à cause des effets d'advection de la température par l'écoulement. Ailleurs, le refroidissement par effets de flux de température est de l'ordre de 0,1 à 0,2 K.

Le domaine des modèles MICRO, qu'on a délimité dans la figure 5.25., est donné en plus de détail à la figure 5.27. La résolution horizontale de ce modèle est de 100 m, avec une résolution verticale de 20 m (un domaine de $4000 \times 4000 \times 400$ m). On interpole le champ de vent, de température, et de relief calculé précédemment par MESOCONV pour cette nouvelle maille, où le calcul du transport et de la dispersion de polluants s'effectue par la méthode eulérienne. Sur la carte de la figure 5.27., on a illustré cinq des principaux émetteurs industriels de la ville. L'émetteur 5' est particulièrement intéressant, étant donné que c'est une source importante de SO_2 .

Dans la simulation présente, on a situé les émissions à 30 m au-dessus du sol afin d'examiner le comportement de panaches multiples, et surtout pour éviter des problèmes liés à la mauvaise prise en compte du tissu bâti de la ville. A l'heure actuelle, peu de modèles numériques sont capables de bien représenter en trois dimensions les bâtiments et les rues d'une ville

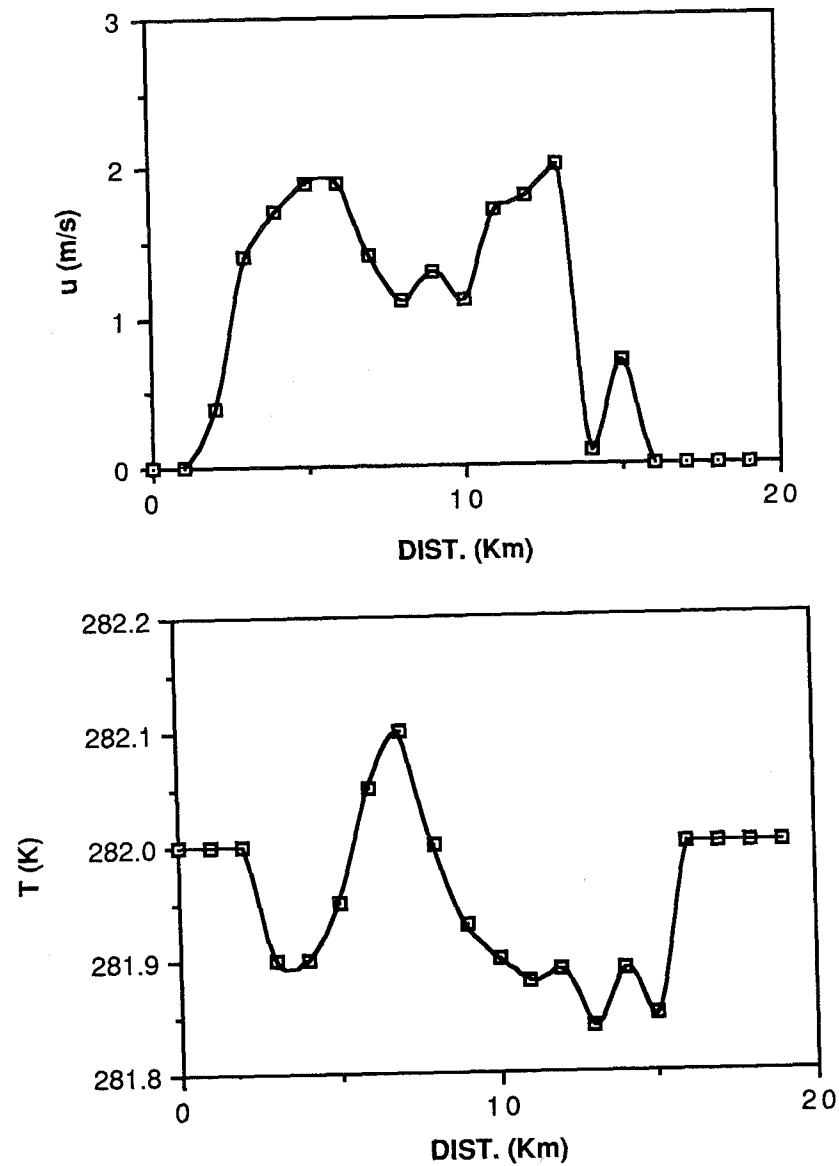


Fig. 5.26. a) Profil de vitesses sur une coupe est-ouest a 50 m, passant par le centre du domaine.
b) comme a), mais pour le profil de température potentielle.

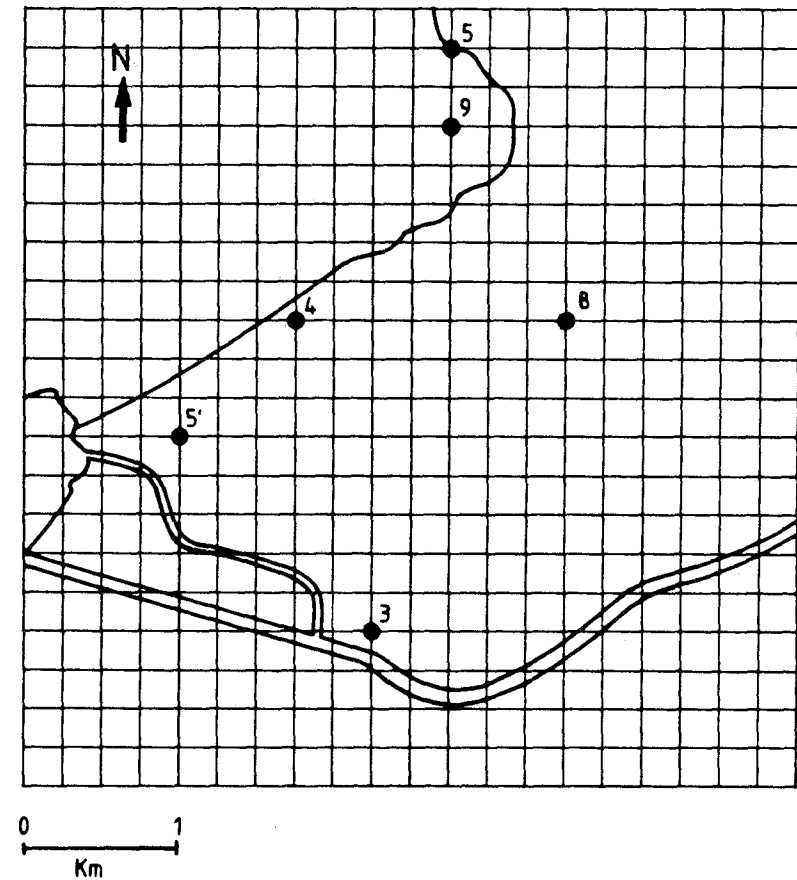


Fig. 5.27. Schéma de Bienna utilisé par le modèle MICRO pour le calcul de comportement de la pollution, avec la position des principaux émetteurs.

entière. En plaçant les émissions au-dessus de 30 m, on se situe au-dessus de la hauteur moyenne des bâtiments et par conséquent en dehors de la couche que pourrait perturber ces bâtiments.

La figure 5.28. illustre le champ de vents interpolé pour la situation du sud-ouest calculée par le modèle MESOCONV. On observe la courbure de l'écoulement du SW puis W au-dessus de la ville – phénomène déjà perceptible même avec la maille plus grossière de MESOCONV. On peut égale-

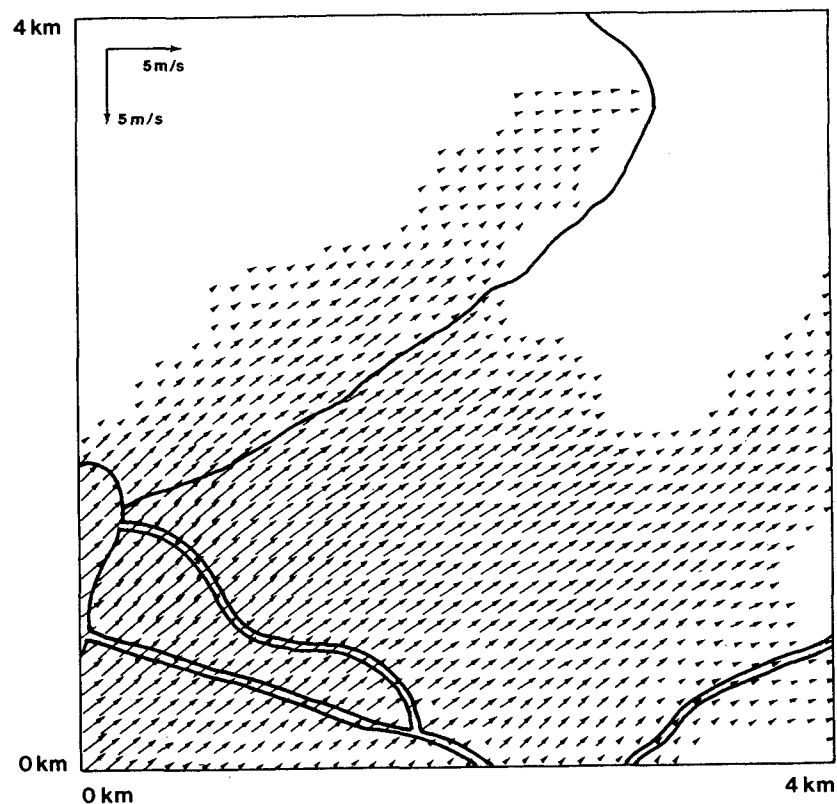


Fig. 5.28. Champ de vent interpolé à 30 m/sol dans le modèle MICRO.

ment voir les effets de canalisation au nord et au sud du Büttenberg, ce qui influence le comportement des panaches situés dans cette région.

Les panaches simulés par situation de sud-ouest sont illustrés à la figure 5.29. Les zones touchées par la pollution sont indiquées par les régions hachurées. L'orientation des panaches est déterminée par l'écoulement principal, alors que la largeur est fonction des conditions turbulentes locales. On observe le regroupement des panaches des émetteurs 5' et 4, qui sont forcés autour du Büttenberg. Les panaches en provenance des émetteurs 8' et 9 sont relativement restreints à cause de l'encaissement des vallées qui rend difficile tout accroissement latéral de la taille des panaches.

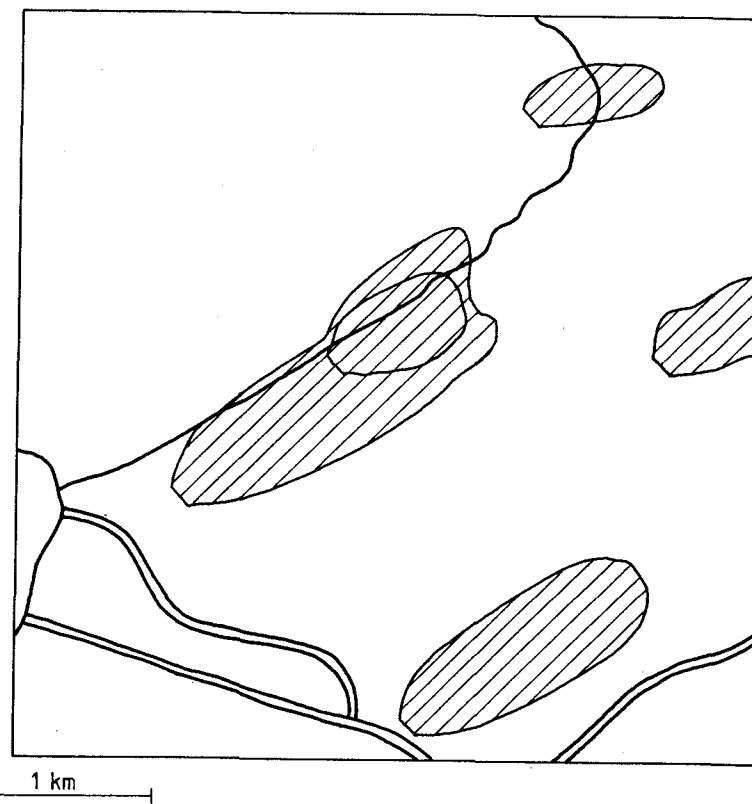


Fig. 5.29. Champ de pollution à 30 m/sol provenant des 5 principales sources à Bienne. Chaque contour représente 10% de la valeur maximale à la source.

Situation synoptique du sud-ouest, avec nuages

Si l'on applique le schéma de convection humide décrite précédemment, on obtiendra une formation nuageuse dès que la vitesse verticale de convection dépasse un certain seuil au-dessus du niveau de condensation. Dans ce cas, des nuages se forment et commenceront à croître. Avec le temps, on obtiendra une situation dominée par des circulations secondaires induites par les nuages.

Le but de cette simulation est d'illustrer que la modification d'un seul paramètre météorologique est capable d'influencer fortement les écoule-

ments régionaux et par conséquent le comportement de la pollution entraînée par ces écoulements. Ceci rend naturellement très difficile toute estimation de la pollution, à moins de bien définir au préalable la climatologie typique de la région considérée.

Dans la région de Bienne, la principale source locale d'humidité est le Lac de Bienne. Comme Beniston (1986) l'avait démontré, même une petite surface d'eau de la taille du Lac de Bienne peut avoir des effets dynamiques non-négligeables. On a entrepris une simulation avec les mêmes conditions initiales que précédemment, mais en permettant au modèle de générer un champ de nuages.

La figure 5.30. montre l'écoulement en plan horizontal au niveau 50 m du modèle (475 m/mer) pour cette situation où nuages et environnement peuvent interagir. En comparaison avec la situation sans nuages (cf. figure 5.25.), on voit très nettement que l'écoulement est fortement perturbé par les nuages. La configuration de convergence – divergence qui était initialement responsable pour le déclenchement de l'activité nuageuse s'est maintenant amplifiée. La recirculation d'air dans un plan vertical provoque un écoulement qui est parfois dans le sens contraire de ce qui fut observé dans la simulation sans nuages, comme par exemple au-dessus de la plaine de Boujean. L'écoulement de Bienne vers la vallée de l'Aare au sud du Büntenberg est beaucoup moins important car les circulations secondaires induites par les nuages ont provoqué une rotation de 90° par rapport à la situation sans nuages. On voit que dans cette situation, l'influence des nuages sur les écoulements peut être plus importante que l'effet de canalisation par le relief. Dans la vallée de l'Aare au nord-est du domaine, les perturbations à l'écoulement principal sont moins importantes que dans la région de Bienne. Ceci est dû à la localisation de chaque nuage, qui, comme on l'observe à la figure 5.31., n'ont pas une distribution spatiale homogène. Les isolignes indiquent des intervalles de 0,001 g/kg d'eau liquide nuageuse.

Quelques nuages se forment par-dessus les crêtes du Jura, alors que la plupart des cellules convectives sont alignées au-dessus des vallées principales. La formation nuageuse la plus importante est située au-dessus et légèrement en aval de Bienne; ceci est dû aux effets combinés des contributions d'humidité en provenance du lac, de la poussée verticale provoquée par l'excédant de température de la ville, et de l'advection par l'écoulement moyen. Les circulations résultent des interactions entre ce nuage et l'environnement

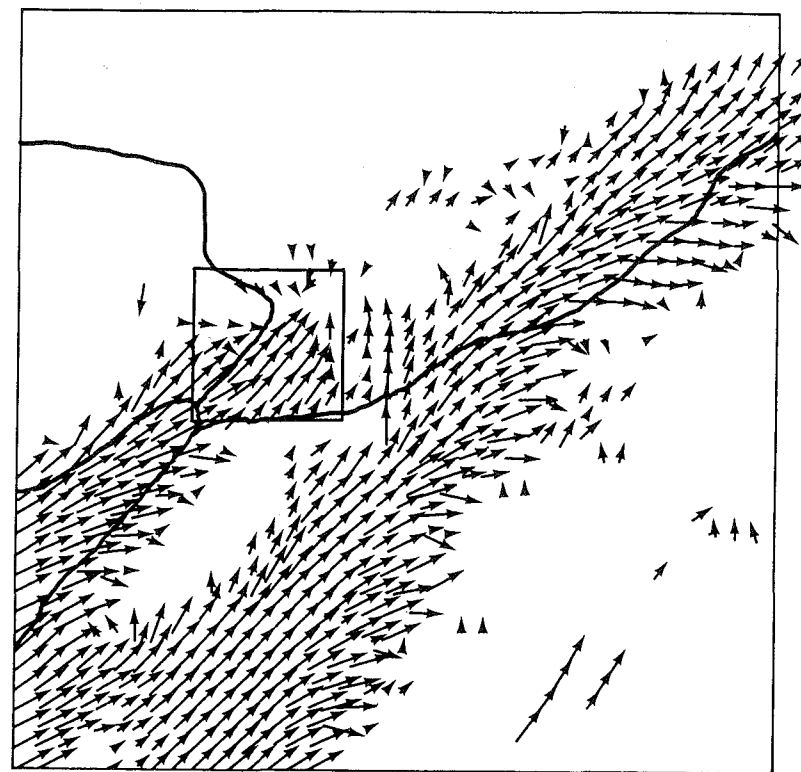


Fig. 5.30. Comme la Fig. 5.25., mais pour la situation de sud-ouest avec nuages.

nement atmosphérique à méso-échelle provoquant ces fortes perturbations dynamiques proches de la surface, en particulier le découplage entre les écoulements sur Bienne et au-dessus de la vallée de l'Aare.

On observe ce phénomène en analysant le comportement de vitesse et de température le long de la même section est-ouest que celle illustrée à la figure 5.26. (figures 5.32. a) et b)). La figure 5.32. a) montre un profil de vitesse où l'amplitude des fluctuations est plus grande que dans le cas sans nuages. On peut identifier les écoulements plus rapides aux centres des vallées, mais surtout le fait principal illustré par cette figure est qu'il n'y a pratiquement aucun écoulement au sud du Büntenberg, les vitesses u étant proches de zéro.

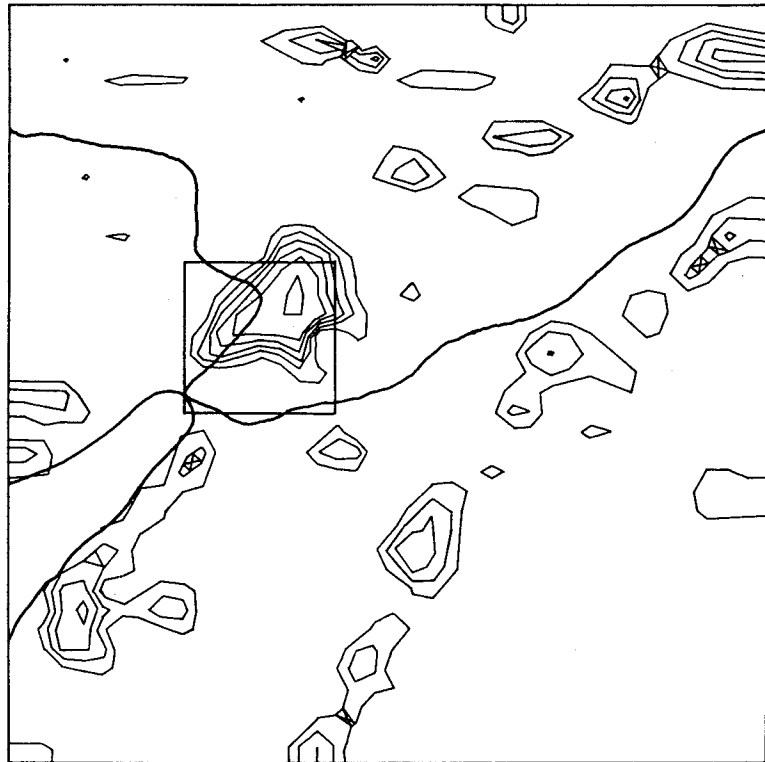


Fig. 5.31. Champ de nuages qui provoque les perturbations dynamiques au sol.

Il est intéressant de noter le comportement de la température potentielle (figure 5.32 b)), par rapport à la situation sans nuages (figure 5.26 b)). On y voit une série de fluctuations de température allant jusqu'à 0,6 K; ceci est la conséquence de la redistribution verticale de la température provoquée par le brassage de l'air par les circulations liées aux nuages.

Au niveau de la ville et du modèle MICRO, le principal effet de l'activité nuageuse sur le comportement dynamique local est la convergence d'air au-dessus de la ville et le blocage de l'écoulement au sud du Büttenberg (figure 5.33.). Cette figure est à comparer au cas sans nuages (figure 5.28.); il est clair que l'écoulement est beaucoup plus perturbé lorsqu'il y a présence de nuages que dans le cas contraire.

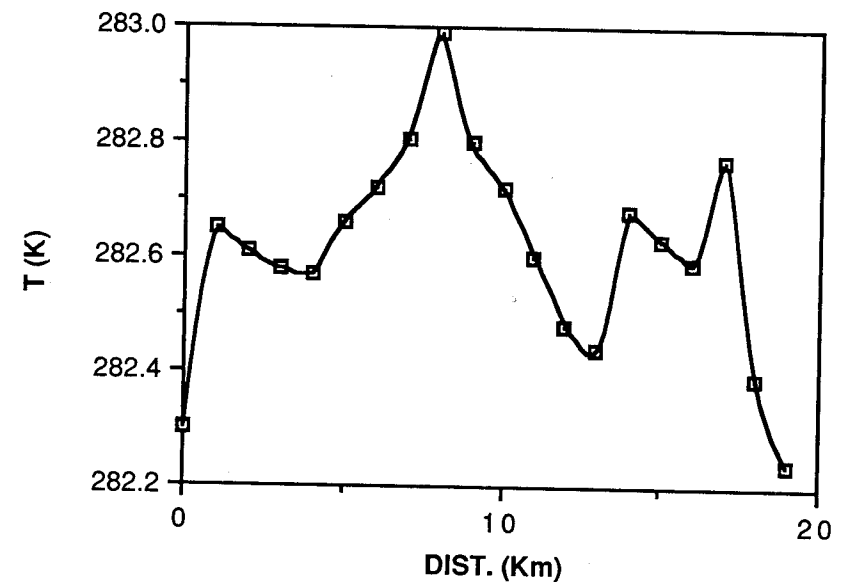
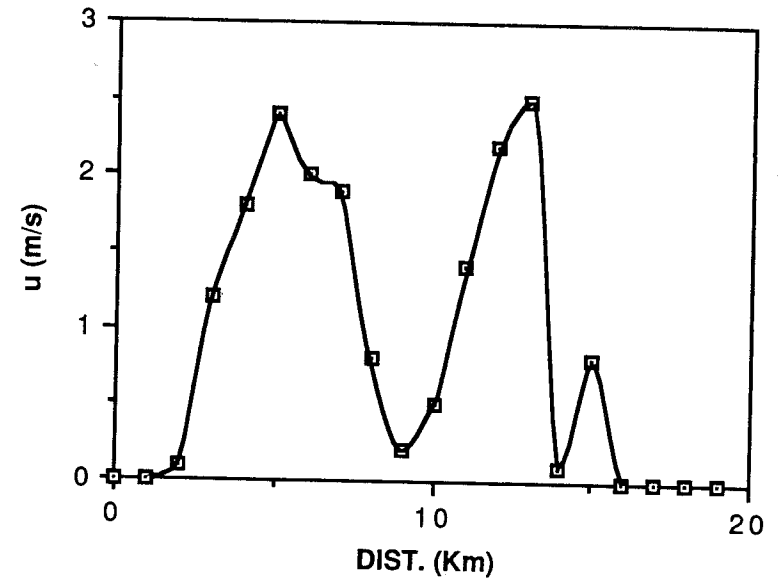


Fig. 5.32. a) Comme 5.26.a), mais pour la situation de sud-ouest avec nuages.
 b) Comme 5.26.b), mais pour la situation de sud-ouest avec nuages.

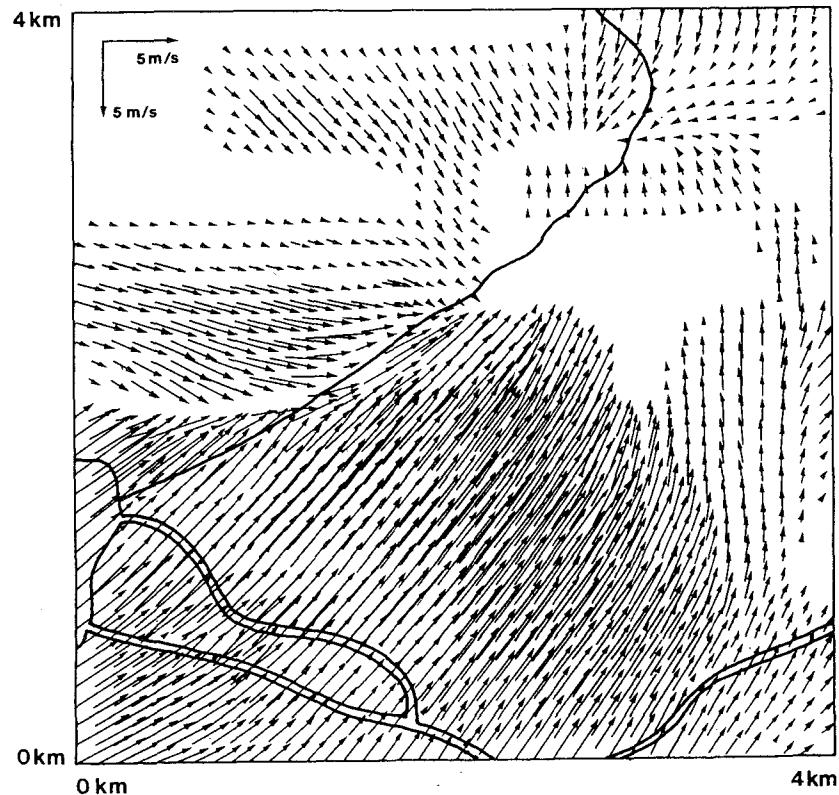


Fig. 5.33. Comme la Fig. 5.28., mais pour la situation de sud-ouest avec nuages.

On voit dans la figure 5.34. que les panaches de polluants émis par les mêmes sources que dans le cas précédent ont des comportements tout à fait différents. La dispersion latérale est plus faible que dans la situation sans nuages, et à cause de l'écoulement perturbé, certains panaches sont dirigés dans le sens contraire par rapport à la situation sans nuages. Les panaches en provenance des sources 4 et 5' ne se rejoignent pas comme ce fut le cas dans la simulation précédente, puisque les deux sources sont situées de part et d'autre d'une ligne de forte convergence. Cette situation dynamique a pour effet le blocage des panaches plutôt que leur dispersion.

Il paraît évident d'après cette analyse que la modification d'un processus météorologique particulier peut avoir des conséquences importantes pour

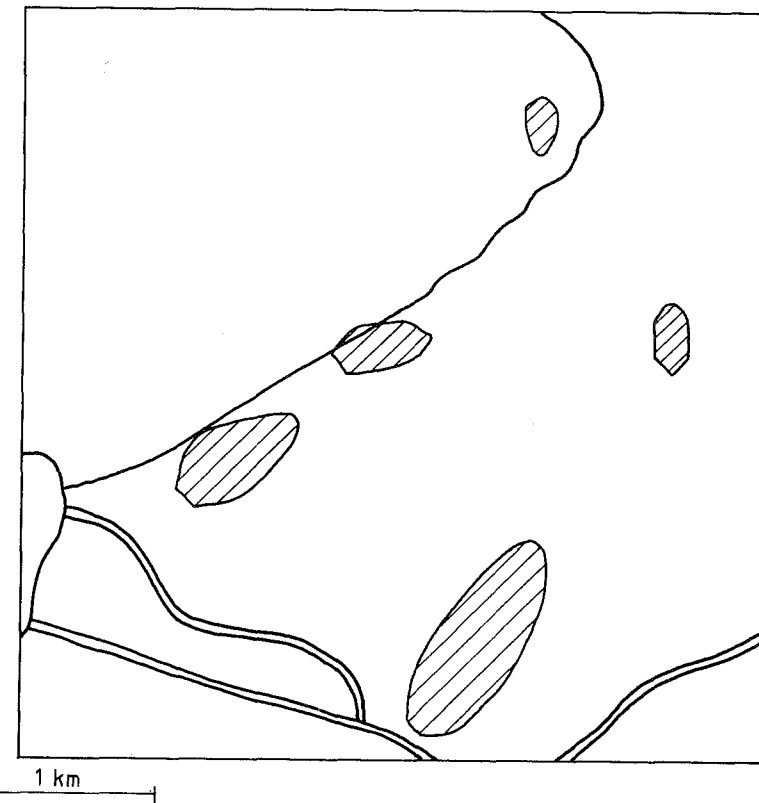


Fig. 5.34. Comme la Fig.5.29., mais pour la situation de sud-ouest avec nuages.

la distribution de la pollution globale d'une région donnée.

De telles analyses ne sont possibles qu'avec des modèles numériques de haut niveau; des simulations de ce type permettent de souligner les points importants à retenir dans le calcul d'immissions locales.

5.2.4. Conclusion

On a décrit une méthodologie permettant de simuler à la fois la météorologie régionale et le comportement de la pollution à l'échelle locale. Le but de cette étude était d'évaluer les possibilités de ce type de modélisation lorsqu'elles sont appliquées au cas de Bienne. Malgré le fait qu'en général les

villes suisses sont petites, leur situation géographique en milieu topographique complexe et la grande densité du trafic routier pose de réels problèmes au développement urbain. Dans de telles situations, l'utilisation de modèles analytiques simples sont souvent peu appropriés, et par conséquent des méthodes numériques plus complexes sont requises pour décrire l'écoulement régional en terrain accidenté et les transports de polluants imbriqués dans ces écoulements.

Les simulations par modèles couplés ont indiqué qu'un grand nombre de facteurs influencent le comportement des panaches et par conséquent les concentrations de polluants. L'orographie joue un rôle prépondérant dans la canalisation du vent, mais les changements de la rugosité du sol, la distribution horizontale et verticale de la température, et l'activité nuageuse contribuent à compliquer la nature du transport de polluants. Le problème principal dans ce genre d'étude est d'éviter de faire un grand nombre de simulations longues et onéreuses pour chaque situation possible. Il est par conséquent nécessaire d'établir une climatologie des épisodes critiques importantes pour que ces situations puissent être analysées numériquement en détail. Déjà en 1984, Wanner et Hertig ont identifié ce problème et ont décrit la climatologie des situations critiques pour un certain nombre de villes suisses, y compris Bienne.

Malgré la sophistication apparente des résultats, il est nécessaire de souligner que les modèles mathématiques ne représentent qu'une approximation à la réalité. Les schémas paramétriques ne sont en général qu'au premier ordre et ne décrivent que partiellement la physique atmosphérique que l'on veut représenter. Le modèle MICRO, par exemple, n'utilise jusqu'ici que les conditions stationnaires fournies par le modèle MESO-CONV, ce qui n'est pas toujours suffisant pour décrire certaines situations évolutives. Par ailleurs, la technique eulérienne appliquée à des sources ponctuelles n'est pas la plus adéquate, étant donné qu'une source est représentée par un volume de la maille et non pas par un point unique. Des études plus récentes, utilisant la technique des particules lagrangiennes, (Beniston et al. 1990), ont permis d'améliorer très sensiblement la qualité des simulations de la pollution pour toute situation météorologique complexe (cisaillements de vent, écoulements croisés, etc.). La technique lagrangienne traite de problèmes indépendants de la taille de la maille, ce qui fait qu'elle est généralisable à tout domaine numérique, et pour des situations aussi bien stationnaires qu'évolutives.

Références

- Arakawa, A. et W. A. Schubert, 1974: Interaction of a cumulus cloud ensemble with the large scale environment. Part 1. *J. Atmos. Sci.*, 31, 674-701.
- Augstein, E. et M. Wendel, 1980: Modelling of the time-dependent atmospheric trade-wind boundary layer with non-precipitating cumulus clouds. *Contr. Atmos. Phys.*, 53, 509-538.
- Beniston, M., 1983: A mesoscale model for the investigation of three-dimensional convective phenomena. Model description and preliminary results from a kontur simulation. *Hamb. Geophys. Monogr.*, B2, 1-62.
- Beniston, M., 1984: A numerical study of mesoscale atmospheric cellular convection. *Dyn. Atmos. Ocean*, 8, 223-242.
- Beniston, M., 1985: Organization of convection in a numerical mesoscale model as a function of initial and lower boundary conditions. *Contr. Atmos. Phys.*, 58, 31-52.
- Beniston, M., 1986: The influence of a water surface on mesoscale dynamics as a function of atmospheric stability. *Boundary-Layer Meteorol.*, 36, 19-37.
- Beniston, M., 1987: A numerical study of atmospheric pollution over complex terrain in Switzerland. Energy transformations and interactions with atmospheric processes. M. Beniston et R. A. Pielke, Eds., D. Reidel Publishing Company, pp. 75-96.
- Beniston, M. et J. Schmetz, 1985: A three-dimensional study of mesoscale model response to radiative forcing. *Boundary-Layer Meteorol.*, 31, 149-175.
- Beniston, M., D. Ruffieux, J.-A. Hertig, M. Beniston-Rebetez, P. Liska et D. Luy, 1987: Pollution atmosphérique urbaine et rurale. Troisième partie: Application au cas de la Broye. Rapport Technique IENER/EPFL, N521.125.
- Beniston, M., D. Ruffieux et J.-A. Hertig, 1989: A combined numerical and wind-tunnel study of ventilation and air pollution episodes in a rural valley of Switzerland. *Boundary-Layer Meteorol.*, 48, 129-156.
- Beniston, M., J. P. Wolf, M. Beniston-Rebetez, H. P. Kölsch, P. Rairoux et L. Wöste, 1990: Use of LIDAR measurements and numerical models in air pollution research. *J. Geophys. Res.*, 95, D7, 9879-9894.
- Betts, A. K., 1975: Parametric interpretation of trade-wind cumulus budget studies. *J. Atmos. Sci.*, 32, 1934-1945.
- Businger, J. A., J. C. Wyngaard, Y. Izumi et E. F. Bradley, 1971: Flux-profile relationships in the atmospheric surface layer. *J. Atmos. Sci.*, 28, 181-189.
- Corrsin, S., 1963: Estimates of the relations between Eulerian and Lagrangian scales in large Reynolds number turbulence. *J. Atmos. Sci.*, 20, 115-131.
- Deardorff, J. W., 1972: Numerical investigations of neutral and unstable planetary boundary layers. *J. Atmos. Sci.*, 29, 91-115.
- Estoque, M. A., 1961: A theoretical investigation of the sea breeze. *Quart. J. Roy. Meteorol. Soc.*, 87, 136-146.
- Hertig, J. A., M. Beniston et P. Liska, 1986: Pollution atmosphérique urbaine et rurale. Deuxième partie: Application au cas de Bienne. Rapport techn. IENER/EPFL N. 521.116.

- Holton, J. R., 1972: An introduction to dynamic meteorology. Academic Press, New York.
- Hugues, T. J. R., W. K. Liu et A.N. Brooks, 1979: A review of finite element analysis of incompressible viscous flows by the penalty function formulation. *J. Comp. Phys.*, 30, 1–60.
- Jarraud, M., C. Girard and U. Cubasch, 1981: A comparison of medium-range forecasts made with models using spectral or finite-difference techniques in the horizontal. ECMWF Technical Report 23.
- Kessler, E., 1969: On the distribution and continuity of water substance in atmospheric circulations. *Meteorol. Monogr.*, 32, 1–84.
- Lilly, D. K., 1965: On the computational instability of numerical solutions of time-dependent non-linear geophysical fluid dynamics problems. *Mon. Wea. Rev.*, 93, 11–26.
- Mc Nider, R. T., 1981: Investigation of the impact of topographic circulations on the transport and dispersion of air pollutants. Ph. D. Dissertation, University of Virginia, USA.
- O'Brien, J. J., 1970: A note on the vertical structure of the eddy exchange coefficient in the planetary boundary layer. *J. Atmos. Sci.*, 27, 1213–1215.
- Orlanski, J., 1975: A rational subdivision of scales for atmospheric processes. *Bull. Amer. Meteorol. Soc.*, 56, 527–530.
- Perkey, D. J. et C. W. Kreizberg, 1976: A time-dependent lateral boundary scheme for limited area primitive equation models. *Mon. Wea. Rev.*, 104, 744–755.
- Pielke, R. A., 1974: A three-dimensional numerical model of the sea breezes over South Florida. *Mon. Wea. Rev.*, 102, 115–139.
- Pielke, R. A., 1984: Mesoscale meteorological modeling. Academic Press.
- Pielke, R. A., R. T. Mc Nider, M. Segal et Y. Mahrer, 1983: The use of a mesoscale numerical model for evaluations of pollutant transport and diffusion in coastal regions and over irregular terrain. *Bull. Am. Meteorol. Soc.*, 64, 243–249.
- Richtmeyer, K. D. et K. W. Morton, 1967: Difference methods for initial value problems. Interscience Press.
- Schmetz, J., et M. Beniston, 1986: Relative effects of solar and infrared radiative forcing in a mesoscale model. *Boundary Layer Meteorol.*, 34, 137–155.
- Smagorinsky, J., 1963: General circulation experiments with the primitive equations: 1. The base experiment. *Mon. Wea. Rev.*, 91, 99–164.
- Sommeria, G., 1976: Three-dimensional simulation of turbulent processes in an undisturbed tradewind boundary layer. *J. Atmos. Sci.*, 33, 216–241.
- Tennekes, H. et J. L. Lumley, 1974: A first course in turbulence. MIT Press.
- Wanner, H. and J. A. Hertig, 1984: Studies of urban climates and air pollution in Switzerland. *J. Climate Appl. Meteor.*, 23, 1614–1625.

5.3. Die Berechnung von Immissionsstatistiken mit Hilfe des Gauss'schen Plumemodells

PAUL FILLIGER

Summary

The Gaussian plume model is the simplest dispersion model that can be used to calculate the concentrations in individual pollution plumes. Estimates of annual mean values for SO₂ and NO₂ in this chapter were based on this model. First there is a brief treatment of the model's basic equation, followed by a detailed discussion of the model assumptions. A comparison of the model with reality shows that, on average, this model gives good results for many dispersion conditions, even over relatively complex terrain, provided that small sources of emission predominate. The estimate of NO₂ concentrations starts with the NO_x values calculated and assumes certain ratios of NO_x to NO₂, which are a function of the source distance and intensity. The resulting maps with the surface layer concentration of SO₂ and NO₂ can be directly compared with long-term air quality standards. Finally, the model was used to design two traffic scenarios, which involved quantifying the changes in NO₂ concentration that would result from the construction of two different by-pass highways.

Résumé

Le modèle de diffusion le plus simple permettant de calculer un panache de polluants au sortir d'une source ponctuelle, est le Plumemodell de Gauss. C'est sur ce modèle que repose l'évaluation des moyennes annuelles des charges en SO₂ et en NO₂ présentées dans ce chapitre. Dans un premier temps, l'équation fondamentale de ce modèle est brièvement traitée et les conditions marginales sont exposées de manière circonstanciée. La comparaison entre le modèle et la réalité montre qu'en moyenne, ce type de modèle livre de bons résultats sous plusieurs conditions de diffusion, même en présence d'une topographie complexe, pourvu que, du côté de l'émission, les petites sources dominent. L'évaluation de la concentration de NO₂ provient des valeurs de NO_x calculées et admet des rapports NO_x/NO₂ déterminés en fonction de la distance et de la puissance de la source considérée. Les cartes résultant de ces calculs et montrant la pollution due au SO₂ et au NO₂ sont directement comparables avec les valeurs limites à long terme relatives à ces polluants. Enfin, le modèle sert à l'élaboration de deux scénarios ayant trait à la

circulation routière: il quantifie les changements de la charge en NO_2 résultant de la construction hypothétique de deux variantes d'autoroutes.

Zusammenfassung

Das einfachste Ausbreitungsmodell, das die Berechnung einer einzelnen Schadstoff-fahne erlaubt, ist das Gauss'sche Plumemodell. Es bildet die Grundlage für die Schätzung der Jahresmittelwerte der SO_2 - und NO_2 -Belastung in diesem Kapitel. Zuerst werden die Grundgleichung kurz behandelt und die Randbedingungen ausführlich diskutiert. Der Vergleich Modell – Realität zeigt, dass dieser Modelltyp im Mittel über eine Vielzahl von Ausbreitungsbedingungen auch in relativ komplexer Topographie gute Resultate liefert, sofern emissionsseitig kleine Quellen dominieren. Die Schätzung der NO_2 -Konzentrationen geht von den berechneten NO_x -Werten aus und nimmt bestimmte NO_x/NO_2 -Verhältnisse an, die eine Funktion der Quelldistanz und -stärke sind. Die resultierenden SO_2 - und NO_2 -Belastungskarten sind direkt mit den Langzeitgrenzwerten vergleichbar. Zum Schluss wird das Modell für die Bearbeitung zweier Verkehrsszenarien eingesetzt, indem die NO_2 -Belastungsänderungen quantifiziert werden, die sich bei der Realisierung zweier verschiedener Autobahn-Umfahrungsvarianten ergeben.

5.3.1. Einleitung

Die Schätzung einer mittleren Schadstoffimmission über einen längeren Zeitraum, z.B. über 1 Jahr, ist bereits mit recht einfachen Mitteln möglich. Berechnungen mit Hilfe von Boxmodellen unter Verwendung der Jahresmittel von Emission, Windgeschwindigkeit und Mischungsschichthöhe können erste Anhaltspunkte geben. Nimmt man für die Stadt Biel eine mittlere SO_2 -Quellstärke Q von 16 g/s (Stand 1985) und eine hauptsächliche Transportrichtung parallel zum Jura hang an, was eine Stadtbreite b von zirka 1500 m ergibt, so berechnet sich unter der Annahme einer mittleren Windgeschwindigkeit u von 2 m/s und einer mittleren Mächtigkeit des Ausbreitungsraumes h^* von 300 m die SO_2 -Immissionskonzentration $C = Q/(bh^*u)$ zu $18 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Addiert man dazu die Vorbelastung der ins Untersuchungsgebiet einfließenden Luft ($10 \mu\text{g}/\text{m}^3$), so ergibt sich als SO_2 -Belastung, gemittelt über das ganze Stadtgebiet, ein Wert von $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Wie aus der Figur 5.37. zu entnehmen ist, schwanken die SO_2 -Konzentrationen im Bereich zwischen 15 und $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Das einfache Boxmodell liefert also bereits eine brauchbare Aussage über die zu erwartenden mittleren Konzentrationen, allerdings mit ungenügender räumlicher Auflösung.

Je detaillierter die räumliche Auflösung der Aussage gewünscht wird, desto höhere Ansprüche werden an das Modell und vor allem auch an den Modellinput gestellt. Eine genaue Kenntnis der wichtigsten Inputgrößen, der Emission und des Ausbreitungsklimas, ist dabei für die Bestimmung von Langzeitwerten wichtiger als der Einsatz aufwendiger Modelle. Das einfachste Ausbreitungsmodell, das die Berechnung einer einzelnen Schadstoff-fahne erlaubt, ist das Gauss'sche Plumemodell. Mit seiner Hilfe kann auch die Belastung über einer Stadt mit einer Vielzahl von Quellen unterschiedlichster Art bestimmt werden.

Das Gaussmodell, das auf der Simulation wohldefinierter stationärer und homogener Einzelzustände basiert, liefert bei der Berechnung eines grösseren Kollektivs von Einzelwerten normalerweise gute Resultate. Dies gilt insbesondere, wenn die Belastung einer Vielzahl von Quellen berechnet wird. Ist man dagegen an der möglichst exakten Wiedergabe der physikalischen und chemischen Grundlagen des Ausbreitungsprozesses interessiert, um z.B. das Auftreten von Kurzeitspitzenwerten zu verstehen, dann ist das Gaussmodell kein adäquates Hilfsmittel und der Einsatz aufwendiger numerischer Modelle ist unabdingbar. Da der Rechenaufwand numeri-

scher Modelle ungleich viel grösser ist als derjenige des einfachen Gaussmodells, beschränkt man sich bei ihrem Einsatz normalerweise auf die Simulierung von Einzelfällen mit extremen Konzentrationswerten.

Die Wahl des Modelltyps hängt im wesentlichen von der Fragestellung ab. Sie wird aber auch durch den erlaubten Grad an Generalisierung bestimmt. Die Frage nach dem Grad der Generalisierung ist von grundsätzlicher Bedeutung, da kein Modell den gesamten Informationszustand der Immission aus den Bereichen Emission und Meteorologie generieren kann. Es sind im besten Fall Aussagen stochastischer Natur mit einer mehr oder weniger grossen Fehlermarge zu erwarten. Die Fehler entstehen einerseits durch die im Modell selbst liegenden Idealisierungen und andererseits durch die Unsicherheiten im Modellinput. Bei der Berechnung von Jahresmitteln der Schadstoffbelastung über Städten mit vorwiegend Linien- und Flächenquellen kann recht stark generalisiert werden, so dass das Gauss'sche Plumemodell erfolgreich eingesetzt werden kann.

5.3.2. Grundlagen des Gauss'schen Plumemodells

Das Gauss'sche Plumemodell geht vom idealisierten Bild einer Schadstofffahne aus (Figur 5.35.).

Es wird angenommen, dass die Schadstoffkonzentration senkrecht zur Transportrichtung einer biaxialen Normalverteilung gehorcht. Wird der vertikale Ausbreitungsraum durch eine Temperaturinversion auf der Höhe z_i begrenzt, dann berechnet sich die Bodenkonzentration im Lee einer kontinuierlich emittierenden Punktquelle nach folgender Gleichung (für eine detaillierte Diskussion siehe Turner 1969, Külske 1975 oder Hanna et al. 1982):

$$C = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_zu} \exp\left[-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right] \left\{ \exp\left[-\frac{(2nz_i - H)^2}{\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{(2nz_i + H)^2}{\sigma_z^2}\right] \right\} \sum_{n=-\infty}^{n=+\infty}$$

Es bedeuten:

C: Bodnimmissionskonzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Q: Emissionstärke in $\mu\text{g}/\text{s}$.

- σ_y : Standardabweichung der Konzentrationsverteilung quer zur Windrichtung in m. Sie ist eine Funktion der Distanz von der Quelle und des Turbulenzzustandes der Atmosphäre.
- σ_z : Standardabweichung senkrecht zur Windrichtung in m.
- H: Effektive Quellhöhe in m (Schornsteinbauhöhe + Überhöhung).
- u: Mittlere Windgeschwindigkeit in m/s. Vertikales Mittel über die doppelte effektive Quellhöhe H.
- z_i : Inversionshöhe in m.
- n: Laufindex für die Summierung. Der Wertebereich von n ist vom σ_z/z_i -Verhältnis abhängig. Eine Summenbildung von $n = -3$ bis $n = +3$ genügt normalerweise.

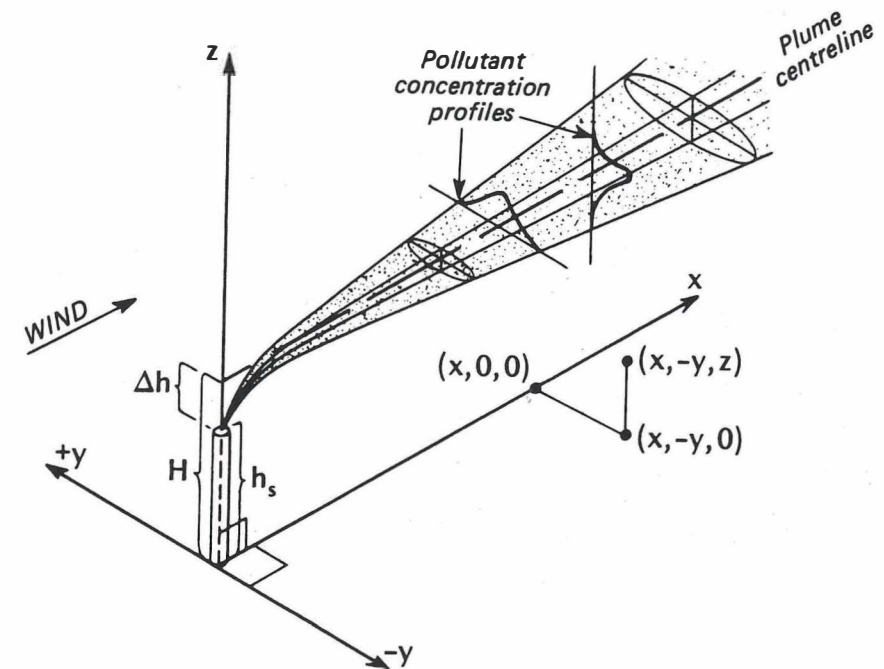


Fig. 5.35. Das Gauss'sche Plume-Modell. Ausbreitung der Schadstoffe im Lee einer Punktquelle (aus OKE 1978: 286).

Die Herleitung des Gaussmodells geht von bestimmten *Randbedingungen* aus. Sie sollen im folgenden etwas detaillierter diskutiert werden, um die Einsatzmöglichkeiten dieses Modelltyps besser beurteilen zu können.

Bedingung 1) Der Ausbreitungsprozess muss stationär, d.h. zeitlich invariant sein.

Die Wirkung der immer vorhandenen zeitlichen *Instationaritäten* des Wind- und Turbulenzfeldes kann durch eine Folge von klassierten Zuständen angenähert werden. Die Einzelzustände werden dabei als stationär (z.B. über 1 Stunde) angenommen. Die Forderung nach Stationarität ist jedoch der Hauptgrund dafür, dass das Gaussmodell wenig geeignet ist, Konzentrationsverläufe mit kurzfristigen grossen Änderungen zu simulieren. Die Übereinstimmung Modell – Realität wird erst bei der Berechnung von Masszahlen aus einer Vielzahl von Einzelzuständen gut.

Bedingung 2) Die meteorologischen Parameter müssen homogen, d.h. räumlich invariant sein.

Die Forderung nach räumlicher *Homogenität* der meteorologischen Parameter ist sehr restriktiv. In der Vertikalen ist sie nie erfüllt, da sowohl die Windgeschwindigkeit wie auch die Turbulenzgrössen systematisch mit der Höhe ändern. Dieses Problem kann durch die Wahl von empirisch gewonnenen Standardabweichungen σ_y und σ_z teilweise gelöst werden. Die Berücksichtigung einer Windrichtungsänderung in der Horizontalen ist dann nötig, wenn diese systematisch auftritt, was in komplexer Topographie häufig der Fall ist. Die Modellierung von Grosse mittlen erfordert in diesem Fall eine Anpassung des Gaussmodells, wie es z.B. bei Giovannoni und Junod (1977) für eine grössere Quelle am Rhoneknien bei Martigny durchgeführt wurde. Bei einer Dominanz von Linien- und Flächenquellen können die Immissionskarten für verschiedene zur Verfügung stehende Windrosen berechnet und kombiniert werden (siehe Filliger 1986: 77). Dieses einfache, auf statistischen Überlegungen beruhende Verfahren ist jedoch nicht für Grosse mittlen geeignet.

Bedingung 3) Am Erdboden erfolgt eine vollständige Reflexion der Schadstoffe (keine Deposition).

Die *Deposition* kann mit der sogenannten «source-depletion» Methode ins Gaussmodell eingebaut werden. Dabei wird mit wachsendem Abstand zur

Quelle die Emissionsstärke systematisch reduziert und so der Verlust an Schadstoffen durch die Deposition auf dem Weg zwischen Quelle und Rezeptor simuliert (siehe Corbett 1981 sowie Murphy und Nelson 1983). Für die Modellierung der Ausbreitung über wenige Kilometer ist die durch die Deposition verursachte Reduktion der Konzentration gering, wenn man die für SO_2 und NO_x normalerweise verwendeten Depositionsgeschwindigkeiten verwendet. In Biel wurde sie deshalb nicht berücksichtigt.

Bedingung 4) Während der Ausbreitung unterliegen die Schadstoffe keinen chemischen und physikalischen Veränderungen.

Jeder Schadstoff unterliegt in der Atmosphäre chemisch-physikalischen *Umwandlungsprozessen*. Da es sich oft um Abbauprozesse erster Ordnung handelt, können sie leicht mit einem zusätzlichen Exponentialterm ins Gaussmodell eingebaut werden (Hanna et al. 1982:72). Dies gilt im speziellen für die SO_2 -Oxidation.

Die Verhältnisse beim NO_x sind komplizierter. Nach der rasch ablaufenden Konversion von NO zu NO_2 , mit nur geringem Nettoverlust an NO_x ($\text{NO} + \text{NO}_2$), wird der Abbau von NO_2 durch die Intensität der photochemischen Smogbildung beeinflusst. Obwohl dieser Abbau kein echter Prozess 1. Ordnung ist, kann er in grober Näherung damit beschrieben werden. Das Gaussmodell kann aber grundsätzlich nur die NO_x -Konzentration simulieren. Der Anteil NO_2 am NO_x ist im Jahresmittel, wie Messungen zeigen, für bestimmte Typstandorte ziemlich konstant. Sind die Anteile bekannt, dann lassen sich auch Aussagen zu den heute in der Schweiz am meisten interessierenden NO_2 -Konzentrationen machen. Das in Biel verwendete Vorgehen zur Schätzung der NO_2 -Konzentrationen wird später beschrieben.

Bedingung 5) Der Wegtransport, nach Erreichen der effektiven Quellhöhe, erfolgt horizontal.

Horizontale Rauchfahnenachsen sind bei Gasen und Partikeln mit einem Durchmesser kleiner $10 \mu\text{m}$ grundsätzlich zu erwarten. Bei grösseren Partikeln führt das gravitative Sinken zu einer Neigung der Achse. Dies kann im Gaussmodell mittels einer virtuellen Quellhöhe, die mit zunehmender Quelledistanz abnimmt, angenähert werden (siehe Fields et al. 1981).

Einen Spezialfall stellt die Ausbreitung in der konvektiven Grenzschicht dar. Willis & Deardorff (1978) haben in Windkanalversuchen und Lamb

(1978) mittels eines numerischen Modells gezeigt, dass die Plumeachse hoher Quellen in der konvektiven Grenzschicht wegen der grossen bodennahen Windscherung gegen die Erdoberfläche geneigt ist. Dies führt zu einer Erhöhung der maximalen Bodenkonzentrationen, was umso wichtiger ist, als Grosse mittente mit hohen Schornsteinen bei konvektiven Verhältnissen in ihrer Umgebung maximale Konzentrationen verursachen. Für Flächenquellen mit niedrigen Quellhöhen ist dieser Effekt jedoch vernachlässigbar.

Bedingung 6) Die Erdoberfläche wird als eben und von konstanter Rauigkeit angesehen.

Die Beschränkung des Gaussmodells auf *ebenes Gelände* lässt seine Anwendung im hügeligen bis gebirgigen Gebiet der Schweiz als sehr problematisch erscheinen. Doch auch diese Randbedingung ist differenziert zu betrachten. Als erstes gilt es zu bedenken, dass die Forderung nach ebenem Gelände von der Forderung nach Horizontalität der Rauchfahnenachse bestimmt wird. Ist das Gelände uneben, folgt die Plumeachse aber genau der Geländeform, dann ist das Gaussmodell ohne Modifikationen anwendbar. Für kleine und niedrige Quellen (Hausfeuerungen, Verkehr) kann in Quellennähe eine solche Parallelität angenommen werden. Nur bei extrem stabiler Schichtung dürfte diese Annahme zu grösseren Fehlern führen.

Die eigentlichen Probleme stellen sich bei Grosse mittente mit hohen Kaminen und Schadstofffahnen, die sich über grosse Distanzen verfolgen lassen. Vorschläge für die Modifikation der Gaussgleichungen können Egan (1984) entnommen werden.

Weiter ist in diesem Paragraph zu erwähnen, dass hügeliges Terrain eine Erhöhung der Turbulenz und damit der Standardabweichungen σ_y und σ_z verursacht. Dies bedeutet, dass bei der Wahl der σ_y - und σ_z -Funktionen die regionale Geländestruktur berücksichtigt werden soll. Die häufig verwendeten Pasquill-Gifford-Kurven (Gifford 1968) sind für schweizerische Verhältnisse kaum geeignet, da sie auf einem Ausbreitungsexperiment über absolut ebenem Gebiet beruhen. Die in Deutschland verwendeten σ_y und σ_z -Funktionen (siehe Nester & Thomas 1979 oder TA Luft 1983), die auf Ausbreitungsexperimenten bei Jülich und Karlsruhe basieren, sind im hügeligen Gebiet des schweizerischen Mittellandes zu bevorzugen.

Schliesslich ist hier als letzter Punkt aufzuführen, dass das Gelände eine *seitliche Begrenzung des Ausbreitungsraumes* darstellen kann. Dies ist vor

allem in engen Tälern mit steilen Flanken von Bedeutung. Die Anpassung des Gaussmodells an diesen Fall ist in Turner (1969: 40) gegeben. In Biel ist der Jurahang als eine solche Grenze anzusehen. Wie Versuchsrechnungen gezeigt haben, ist seine Wirkung auf die Konzentrationen in der Stadt jedoch sehr klein (geringe Hangneigung, kleine Quellen). Nur im eigentlichen Hangbereich kann eine tendenzielle Erhöhung der Konzentration bei hangparallelen Winden aufgrund dieses Effektes angenommen werden. Diese Aussage würde erst beim Vorhandensein grosser Einzelemittenten (> 1000 t Schadstoffe pro Jahr) wesentlich modifiziert.

In Biel wurde das Gaussmodell ohne jegliche Terrainkorrektur verwendet. Die Konzentrationen im Jurahangbereich dürften deshalb mit Fehlern behaftet sein. Der Vergleich mit den gemessenen Werten wird jedoch zeigen, dass selbst dort das unkorrigierte Gaussmodell befriedigende Resultate liefert. Grundsätzlich kann gesagt werden, dass die Forderung des Gaussmodells nach ebenem Gelände in zwei Fällen eine restriktive Randbedingung darstellt, die wesentliche Anpassungen erfordert oder seinen Einsatz verunmöglicht. Es sind dies:

- die Modellierung grosser Einzelemittenten in komplexer Topographie (Langzeitpegel und Kurzzeitspitzen) und
- die Bestimmung von Konzentrationsspitzen in terraininduzierten Windsystemen in der Nähe städtischer Flächenquellen.

Bedingung 7) Die Diffusion in x-Richtung muss gegenüber dem Transport mit dem Wind vernachlässigbar klein sein ($u > 1$ m/s).

Diese Bedingung spricht das Problem der *Schwachwindlagen* an. Die Ausbildung einer Schadstofffahne erfordert minimale Windgeschwindigkeiten von 1–2 m/s. Bei solchen Geschwindigkeiten ist die turbulente Diffusion in x-Richtung gegenüber dem durch den Wind verursachten Transport vernachlässigbar gering. Bei kleineren Windgeschwindigkeiten wird diese Komponente immer bedeutender, zudem verliert die Rauchfahne ihre charakteristische Form und tendiert bei kleinsten Windgeschwindigkeiten zur Ausbildung einer Schadstoffwolke, die sich im Extremfall nach allen Richtungen gleich stark ausdehnt. Dies kann mit einem Wechsel des Modelltyps vom Plume- zum Puff-Ansatz beschrieben werden. Dieses Vorgehen hat sich jedoch nicht durchgesetzt, da die Resultate nicht zu befriedigen vermögen. In den allermeisten Anwendungen werden die Schwachwinde eben-

falls mit dem Plume-Ansatz behandelt, wobei für Windgeschwindigkeiten unter 1 m/s ein konstanter Wert von 1 m/s eingesetzt wird. In Biel wurden zu Testzwecken die Schwachwindfälle mit beiden Methoden berechnet und mit Messungen verglichen. Die einfache Annahme, alle Schwachwindfälle mit dem Plume-Ansatz unter Verwendung einer unteren Geschwindigkeitsschwelle zu modellieren, hat sich dabei als wesentlich besser erwiesen als der Wechsel zum Puff-Ansatz. Dies mag ein Hinweis darauf sein, dass auch während Schwachwindlagen eine definierte Wegtransportrichtung besteht. Zudem ist zu beachten, dass für städtische Ausbreitungsmodelle Windgeschwindigkeiten von Messungen in freier Lage, die deutlich über dem mittleren Dachniveau liegen, zu verwenden sind. Die Schwachwindhäufigkeiten solcher Stationen liegen bei 10 bis 20%.

5.3.3. Modellinput

Die Genauigkeit der Resultate der Ausbreitungsmodelle wird ganz wesentlich durch die Qualität des Modellinputs bestimmt. Ein fein aufgelöster *Emissionskataster* ist besonders wertvoll. In Biel liegt der Emissionskataster im 100 m Raster vor (siehe Kapitel 2 und Berlincourt 1988). Der Vergleich von Immissionsrechnungen mit unterschiedlichen Aggregationsgraden des Emissionskatasters (Filliger 1986: 65) zeigte folgende Resultate: Eine Zusammenfassung von 4 Hektaren in einen 200×200 m Raster ist ohne wesentlichen Informationsverlust durchführbar. Ab 500 m Seitenlänge des Emissionskatasters ist dagegen der Informationsverlust bei der Bearbeitung einer Kleinstadt wie Biel bereits recht gross. Die Maximalkonzentrationen werden deutlich unterschätzt, eine Bestimmung der mittleren Belastung der einzelnen Quartiere ist aber noch immer möglich.

Bei der Berechnung von Jahresmittelwerten sind die Jahres- und Tagesgänge der einzelnen Emissionskategorien wenn immer möglich in die Berechnungen miteinzubeziehen, da die Ausbreitungsbedingungen im Wechsel von Tag und Nacht, resp. Sommer und Winter stark variieren. Berücksichtigt man beispielsweise den Tagesgang der Verkehrsemission nicht, dann werden die NO_x -Konzentrationen tendenziell überschätzt, da in der Nacht bei ungünstigeren Ausbreitungsbedingungen die Verkehrsemissionen geringer sind als am Tag.

Auf der Seite des *Ausbreitungsklimas* muss im Minimum die kombinierte Häufigkeitsverteilung aus Windgeschwindigkeit, -richtung und Ausbreitungsklasse bekannt sein. Der benötigte Zeitraum hängt von der Fragestellung ab. Normalerweise interessiert den Praktiker der Vergleich mit den Grenzwerten, was beim meteorologischen Dateninput ein Kollektiv von Stundenwerten eines Jahres erfordert. Es soll aber darauf hingewiesen werden, dass auch mit einer repräsentativen Stichprobe aus der Grundgesamtheit aller Stundenwerte eines Jahres gearbeitet werden kann. Neben den oben genannten Grundgrössen wird für die Bieler Studie zusätzlich die Inversionshöhe ins Modell eingegeben. Sie ist im schweizerischen Mittelland eine lufthygienisch relevante Grösse und sollte nicht vernachlässigt werden. Für die Charakterisierung des Wind- und Temperaturfeldes in der Region Biel sei auf das Kapitel 3 und Rickli (1988) verwiesen.

Der *momentane Turbulenzzustand* der Atmosphäre wird mit Hilfe von sogenannten Ausbreitungsklassen beschrieben. Dieser Ansatz scheidet in der Regel 6 bis 7 Klassen aus, die von extrem labil über neutral bis zu extrem stabil reichen. In Biel wurden die Ausbreitungsklassen nach der Methode von Turner (1964) bestimmt. Diese kombiniert Angaben über den Bewölkungsgrad mit der Sonnehöhe zu einem Strahlungsindex, der seinerseits mit der Windgeschwindigkeit kombiniert die Ausbreitungsklasse ergibt. Dieses Verfahren hat den Vorteil, vollständig auf routinemässig erhobenen Daten zu basieren. Da über städtischen Oberflächen die tägliche Variation der Ausbreitungsbedingungen nicht derart ausgeprägt ist wie über ruralem Gebiet, beschränkt man sich normalerweise auf 2 labile, 1 neutrale und 1 stabile Klasse.

Als Resultat der Bieler Auswertungen sind in Tabelle 5.2. die kombinierten Häufigkeiten für die Windrichtungs- und Ausbreitungsklassen der 2 Hauptstationen zusammengestellt.

Die *Hangstation* (Vogelsang) zeigt eine ausgeprägte Aenderung der Ausbreitungsbedingungen mit der Windrichtung. Bei NW- bis NE-Winden (270° – 30°) dominiert die stabile Klasse, bei E bis SW-Winden (90° – 210°) treten die labilen Klassen am häufigsten auf. Dies ist das Abbild des Hangwindsystems am Jurasüdfuss. In den Zwischensektoren aus NE (30° – 90°) und SW (210° – 270°) sind die neutralen Fälle am häufigsten.

Die *SMA-Station* (Stadtgärtnerei), im Süden der Stadt gelegen, zeigt demgegenüber dieses Muster nicht mehr. Es ist eine einfache Zweiteilung festzustellen. Im Ostsektor dominieren die stabilen, im Westsektor die

Tab. 5.2. Windrichtung und Ausbreitungsbedingungen, Häufigkeiten für 2 Typstationen (Std/Jahr).

Windrichtung	Vogelsang (Hanglage)				Stadtgärtnerei (Stadtsüdrandlage)			
	labil	neut.	stab.	Total	labil	neut.	stab.	Total
30°-Sektoren								
15	79	159	197	435	100	152	212	464
45	168	368	207	743	245	339	432	1016
75	449	316	65	830	199	289	264	752
105	180	67	29	276	257	225	294	776
135	61	42	11	114	254	181	389	824
165	75	39	23	137	153	242	301	696
195	136	97	42	275	85	281	74	440
225	614	1045	225	1884	185	445	106	736
255	114	643	289	1046	300	857	163	1320
285	122	301	343	766	165	357	110	632
315	171	485	973	1629	77	136	75	288
345	75	183	267	525	116	275	129	520
Kalmen	11	54	33	98	75	68	153	296
Total	2255	3799	2704	8758	2211	3847	2702	8760

neutralen Fälle. Die labilen Fälle verteilen sich relativ gleichmässig auf alle Windrichtungen.

Die *Standardabweichungen* σ_y und σ_z der horizontalen und vertikalen Konzentrationsverteilungen (siehe Figur 5.35.) sind die Schlüsselgrössen für die Anwendung des Gaussmodells (Irwin 1983). Sie werden meist experimentell bestimmt und bis heute wurde zu diesem Zweck eine beträchtliche Anzahl von aufwendigen Ausbreitungsexperimenten durchgeführt (Zusammenstellung in Pasquill & Smith 1983: 179f). Die σ_y und σ_z -Werte sind von der Oberflächenbedeckung und der Terrainform abhängig. Die Sigma-Werte über städtischen Oberflächen sind grundsätzlich grösser als über offenem Land mit niedrigem Bewuchs. Dasselbe gilt für hügeliges Gebiet im Vergleich mit ebenem Gelände.

Sehr stark erhöhte σ_y -Werte sind ebenfalls bei Schwachwindlagen zu beobachten. Diese sind durch das sogenannte Mäandrieren des Windes verursacht, das vor allem bei stabilen Bedingungen auftritt (Hanna 1983).

Tab. 5.3. Gleichungen zur Bestimmung von σ_y und σ_z für städtische Oberflächen, Plume-Ansatz.

A) Effektive Quellhöhe < 50 m		
Ausbr.-klasse	σ_y in m	σ_z in m
2	$0.32 \times (1 + 0.0004x)^{-1/2}$	$0.24 \times (1 + 0.001x)^{1/2}$
3	$0.22 \times (1 + 0.0004x)^{-1/2}$	$0.20x$
4	$0.16 \times (1 + 0.0004x)^{-1/2}$	$0.14 \times (1 + 0.0003x)^{-1/2}$
5	$0.11 \times (1 + 0.0004x)^{-1/2}$	$0.08 \times (1 + 0.00015x)^{-1/2}$
B) Effektive Quellhöhe > 100 m		
2	$0.324x^{1.025}$	$0.070x^{1.151}$
3	$0.466x^{0.866}$	$0.137x^{0.985}$
4	$0.504x^{0.818}$	$0.265x^{0.818}$
5	$0.411x^{0.882}$	$0.487x^{0.652}$
Im Bereich 50–100 m wird logarithmisch interpoliert		

Dieser Effekt führt zu einer beträchtlichen Reduktion zeitlich gemittelter Immissionskonzentrationen im Lee von Einzelquellen. Das Mäandrieren des Windes ist ein Grund dafür, weshalb die Behandlung der Schwachwindlagen mit dem Plume-Ansatz und einer Windgeschwindigkeit von ca. 1 m/s bei der Simulation einer Vielzahl von Flächenquellen durchaus plausible Werte liefert.

Die in der Bieler Studie verwendeten σ_y - und σ_z -Gleichungen sind in der Tabelle 5.3. zusammengestellt. Die Gleichungen für Quellhöhen unter 50 m basieren auf den bis heute ausgedehntesten Ausbreitungsexperimenten über einer städtischen Oberfläche (St. Louis-Studie, McElroy 1969; Gleichungen aus Hanna et al. 1982: 30). Diejenigen für Höhen über 100 m entstammen der TA Luft (1983: 108). Diese Gleichungen wurden verwendet, da in der BRD mit Hilfe der Ausbreitungsexperimente in Jülich und Karlsruhe die vertikale Aenderung der Sigawerte speziell untersucht wurde (Nester & Thomas 1979). Zudem sind Oberflächenbedeckung und

Terrainform der beiden Experimentierflächen gut mit schweizerischen Verhältnissen vergleichbar.

5.3.4. Berechnung von Langzeitmittelwerten

Die Vielzahl der in einer Stadt vorhandenen Quellen muss notwendigerweise zusammengefasst werden. In Biel wird das Gaussmodell auf der Basis eines 200×200 m Rasters gerechnet. Die grossen industriellen Einzelquellen werden als Punktemittenten an ihrem wahren Standort und unter Berücksichtigung des Auftriebs der warmen Abgase ins Modell eingegeben. Alle übrigen Quellen, also auch die Linienquellen des Verkehrs werden als Flächenquellen behandelt. Die Konzentrationswerte der Figuren des ganzen Kapitels 5.3. sind demnach als ein Mittel über eine Fläche von 200×200 m (für die Schadstoffe SO_2 und NO_x), resp. 100×100 m (für den Schadstoff NO_2) zu verstehen. Dies bedeutet insbesondere, dass bei den Stickoxiden nicht die Konzentrationsspitzen am unmittelbaren Strassenrand simuliert werden.

Um mit Hilfe des Gaussmodells Flächenquellen simulieren zu können, müssen einige Anpassungen vorgenommen werden. Wird im Zentrum jeder Einheitsfläche eine Punktquelle angenommen, an der die gesamte Emission der Fläche erfolgt, so ist das Konzentrationsmuster dieser Einzelquelle im emittentennahen Bereich wesentlich verschieden von demjenigen einer Flächenquelle. Für die Bieler Studie wurde ein Verfahren entwickelt, das mit Korrekturfaktoren für die σ_y - und σ_z -Werte arbeitet. Diese Faktoren sind von der Grösse der Flächenquelle und der Ausstosshöhe abhängig. Das genaue Vorgehen ist in Filliger (1986: 60) beschrieben.

Um repräsentative Jahresmittelwerte von Schadstoffkonzentrationen berechnen zu können, müssen die stündlichen meteorologischen Daten klassiert und für jede Klasse ein Bodenkonzentrationsfeld berechnet werden. Aus 4 Ausbreitungs-, 3 Inversionshöhen- und 36 Windrichtungsklassen lassen sich theoretisch 432 räumlich verschiedene Konzentrationsmuster definieren, von denen jedoch zirka 1/3 in der Natur nicht zu beobachten sind. Es verbleiben rund 250 Kombinationen, die in die Berechnung eingehen. Die Konzentrationsfelder werden für eine Windstärke von 1 m/s und eine mittlere stündliche Emission berechnet. Im nächsten Schritt kann nun für jede Stunde und Emissionsart das zugehörige Konzentrationsfeld ausge-

wählt, mit dem geschätzten stündlichen Emissionsfaktor multipliziert und durch die mittlere Windgeschwindigkeit dividiert werden. Die Mittelbildung ist dann über beliebige Zeiträume möglich.

Zum Schluss sei noch erwähnt, dass für die Bearbeitung der Quellen mit grosser Schornsteinüberhöhung wesentlich mehr Konzentrationsfelder definiert werden (über 500), um den Effekt der Abnahme der Ueberhöhung mit zunehmender Windgeschwindigkeit zu simulieren.

5.3.5. Vergleich Modell – Realität

Für den Vergleich des Modells mit gemessenen Werten stehen zwei SO_2 -Wintermesskampagnen mit Messstationen im Stadtzentrum (Zentralplatz) und am Jurahang (Vogelsang) und die NO_2 -Werte eines Jahres im Stadtzentrum zur Verfügung (siehe Kapitel 4.). Die Datenkollektive erlauben bereits einen aussagekräftigen Vergleich, obwohl sie für eine repräsentative Fehlerschätzung noch zu klein sind. Der Vergleich soll sich dabei nicht nur auf die Gegenüberstellung von gerechneten und gemessenen Mittelwerten beziehen, sondern die ganze Summenhäufigkeitsverteilung einbeziehen. Dazu wird normalerweise ein logarithmisch-normalverteiltes Wahrscheinlichkeitsnetz verwendet, da sich darin die beobachteten Häufigkeitsverteilungen der Konzentrationen einer Geraden nähern. Figur 5.36. zeigt die Verteilungen der gerechneten und gemessenen SO_2 -Werte für zwei Stationen.

Im Wahrscheinlichkeitsnetz interessiert neben dem gesamten Verlauf vor allem die Uebereinstimmung auf dem 95% Quantil (Kurzzeitgrenzwert) und im Bereich des 60–70% Quantils, in dem der Mittelwert des Gesamtkollektivs liegt. Die Station Zentralplatz zeigt eine sehr gute Uebereinstimmung zwischen Modell und Realität. Die hohen Konzentrationen werden vom Modell leicht überschätzt und die tiefen unterschätzt. Einen umgekehrten Verlauf kann man bei der Station Vogelsang beobachten. Die Uebereinstimmung ist schlechter, aber noch immer brauchbar.

Beim NO_2 berechnet das Modell nur den Jahresmittelwert. Im Stadtzentrum (Zentralplatz) liegen gemessene Jahresmittelwerte vor. Die berechneten Werte stimmen bis auf wenige $\mu\text{g}/\text{m}^3$ mit den gemessenen überein. Die gute Uebereinstimmung beim SO_2 und beim NO_2 wurde ohne Kalibrierung

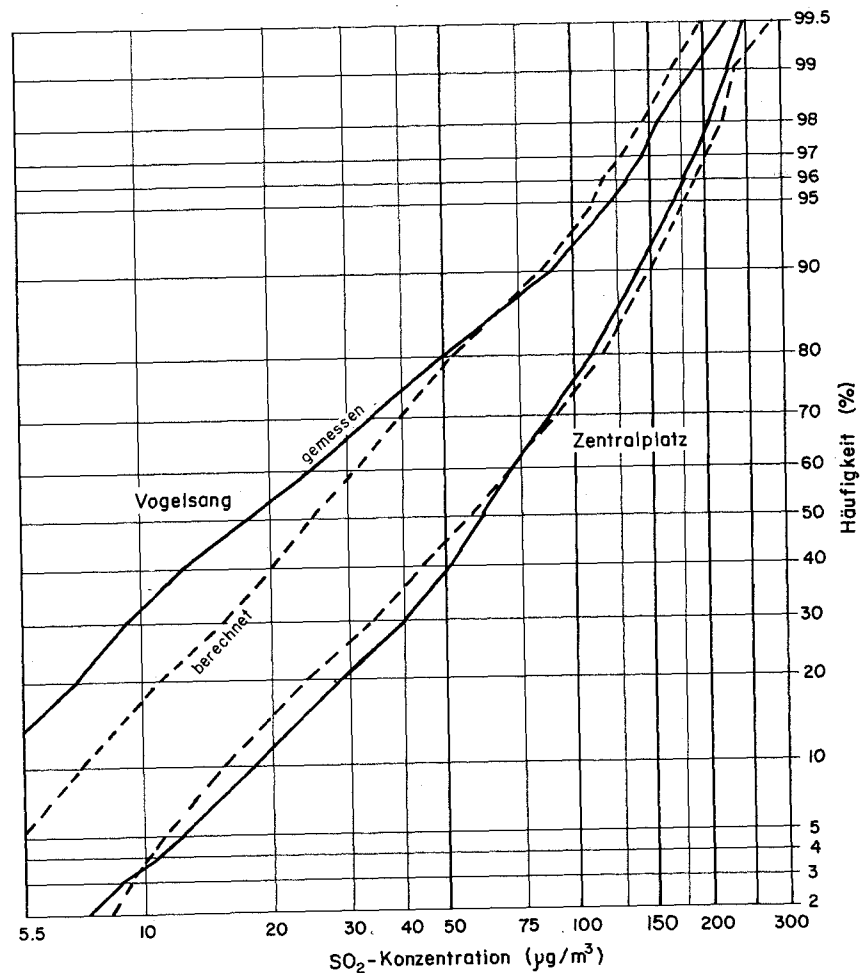


Fig. 5.36. Vergleich gemessener und berechneter SO₂-Konzentrationen.

Messperioden:

Zentralplatz: 2.12.80–14.12.80, 1.10.81–31.12.81;

Vogelsang: 3.12.80–14.12.80, 8.01.81–18.01.81, 2.02.81–08.02.81.

des Modells erreicht, was auf eine beträchtliche Robustheit des gewählten Ansatzes hindeutet.

Ziel des Vergleichs zwischen gemessenen und berechneten Werten wäre die Angabe einer Fehlermarge des Modells. Da die Zahl der Ver-

gleichspunkte zu klein ist, können keine definitiven Aussagen dazu gemacht werden. Die folgenden Angaben sind als approximativ anzusehen und als Erfahrungswerte zu interpretieren. Die Fehlermarge bei der Berechnung des SO₂-Jahresmittels dürfte $\pm 3\text{--}5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ betragen (am Jurahang eventuell höher). Bei der Schätzung des NO₂-Jahresmittels sind die einzelnen Hektarwerte (siehe Figur 5.40.) mit wesentlich grösseren Fehlern behaftet ($\pm 5\text{--}15 \mu\text{g}/\text{m}^3$), doch im Mittel über ein grösseres Gebiet (1/4 km²) dürfte auch hier eine Genauigkeit von $\pm 4\text{--}6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ erwartet werden. Beim Vergleich von NO₂-Messungen mit Modellrechnungen muss man berücksichtigen, dass die NO₂-Konzentrationen räumlich sehr stark variieren. Die Messungen sind dabei nur für einen Raumpunkt gültig, das Modell berechnet aber ein Mittel über eine Fläche, so dass ein echter Vergleich streng genommen nicht möglich ist. Es muss betont werden, dass die oben angegebenen Genauigkeiten sich auf ein Stadtmodell mit der Berechnung von vielen kleinen Quellen bezieht. Wird das Gaussmodell für die Berechnung der Belastung im Umfeld eines grossen Einzelemittenten eingesetzt, dann sind die Fehler wesentlich grösser.

Vergleicht man die Differenzen zwischen gemessenen und berechneten Werten der Bieler Arbeit mit ähnlich gelagerten anderen Studien (Reg.-Plan.Gem. Untermain 1977, Ruff 1983, Hodanbosi & Brodkey 1984, Wackter & Minott 1984), so kann von einer sehr guten Übereinstimmung selbst für die Hangstation gesprochen werden. Dafür dürften 2 Gründe verantwortlich sein. Zum einen ist die Emissionsstruktur der Stadt Biel relativ einfach (wenige grosse Einzelquellen), und zum andern bilden der hochaufgelöste Emissionskataster und die umfangreichen meteorologischen Messungen eine ausgezeichnete Datenbasis. Ruff (1983) hat an den St. Louis-Daten gezeigt, dass nicht unbedingt Verbesserungen des Ausbreitungsmodells, sondern Verbesserungen des Modellinputs (bessere Auflösung des Emissionskatasters) nötig sind, um die Resultate zu verbessern, was durch die Bieler Studie indirekt bestätigt wird.

5.3.6. Die SO₂-Immissionssituation

Die räumliche Verteilung des Jahresmittelwerts der SO₂-Bodenkonzentration, basierend auf dem Emissionskataster von 1985, kann der Figur 5.37. entnommen werden. Die Werte dieser Darstellung sind direkt mit dem

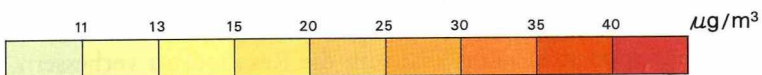
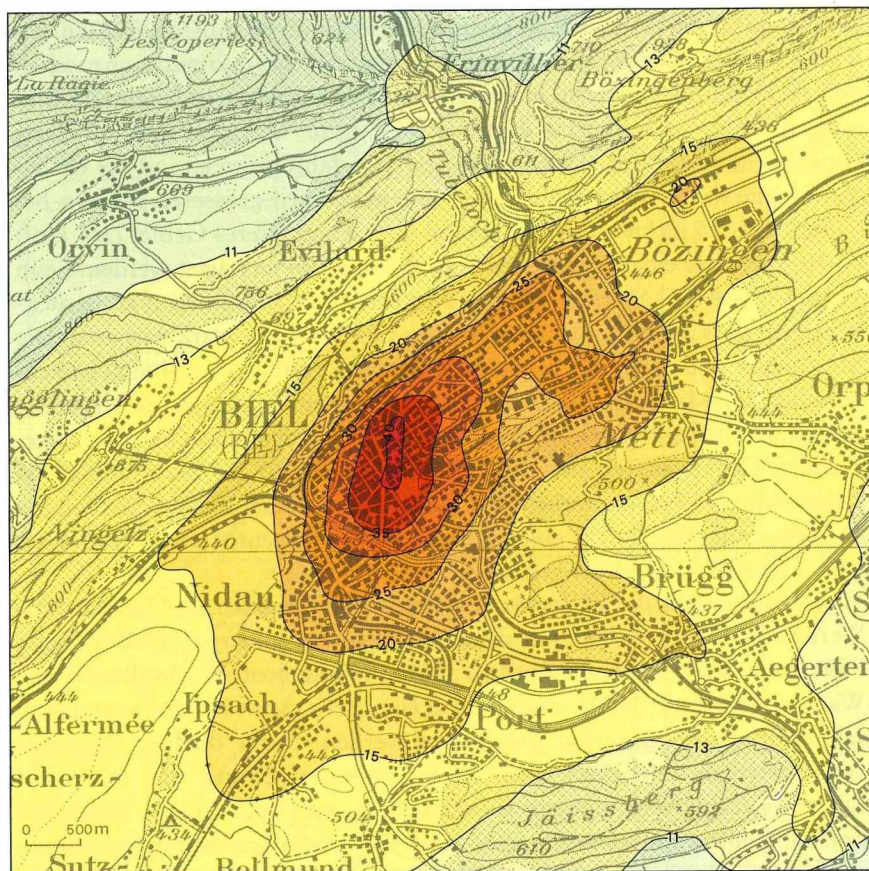


Fig. 5.37. Jahresmittel der SO₂-Bodenkonzentration in µg/m³, inkl. Background von 10 µg/m³.

Langzeitgrenzwert der Luftreinhalteverordnung (30 µg/m³) vergleichbar. Im Kernbereich der Stadt ist dieser Grenzwert überschritten. Die Maximalkonzentrationen im Stadtzentrum steigen auf gut 40 µg/m³ an. Vergleicht man Fig. 5.37. mit Fig. 28 in Filliger (1986: 79), welcher der Emissionskataster 1981 zugrunde liegt, so ist eine merkbare Reduktion der Konzen-

trationen festzustellen. Sie ist im wesentlichen auf die Reduktion des Schwefelgehalts des Heizöls extraleicht zurückzuführen.

Ein Ausbreitungsmodell kann, im Gegensatz zu einer Messung, den Anteil der verschiedenen Quellengruppen an der Immissionskonzentration angeben. Die Gesamtkonzentration setzt sich zusammen aus dem Backgroundwert und den drei klassischen Emittentenarten Hausfeuerungen, Industrie und Verkehr. Der Background gibt die Vorbelastung der ins Untersuchungsgebiet einflussenden Luftmassen wieder. Er lässt sich aus Messungen an ländlichen Stationen mit ungefähr 10 µg/m³ SO₂ im Jahresmittel angeben. Der Anteil des Verkehrs an der SO₂-Konzentration ist nur entlang von Hauptverkehrsstrassen mit viel Schwerverkehr von einiger Bedeutung, ansonsten aber sehr gering. Der Anteil der Industrie ist ebenfalls nicht sehr gross, obwohl diese Emittentengruppe immerhin 20% zur Emission beiträgt. Dies ist im wesentlichen auf die grösseren Ausstosshöhen zurückzuführen. Damit setzt sich die in Fig. 5.37. gezeigte Konzentrationsverteilung im wesentlichen aus dem Background und dem Anteil der Hausfeuerungen zusammen. Der Tabelle 5.4. kann eine Zusammenstellung der Anteile der einzelnen Quellengruppen am Gesamttotal der Immission für ein Gebiet im Stadtzentrum und am Stadtrand entnommen werden.

Tab. 5.4. Aufteilung der totalen SO₂-Immission auf verschiedene Verursachergruppen.

	HFE	IND	VER	BGR	SO ₂ -Wert
Stadtzentrum	63%	8%	3%	26%	39 µg/m ³
Stadtrand	43%	14%	3%	40%	25 µg/m ³

HFE: Hausfeuerungen
 IND: Industrie
 VER: Verkehr
 BGR: Background (setzt sich seinerseits aus HFE, IND und VER zusammen)

5.3.7. Die NO_x/NO₂-Immissionssituation

Als NO_x wird die Summe aller Stickoxide, im wesentlichen Stickstoffmonoxid NO und Stickstoffdioxid NO₂, bezeichnet. Im Emissionskataster

wird nicht zwischen den beiden Komponenten unterschieden, sondern nur die Summe aller Stickoxide angegeben. Auf der Immissionsseite interessiert demgegenüber vor allem das NO_2 , für das auch Grenzwerte festgelegt werden. Dies bedeutet, dass auch einfache Modelle Annahmen zur $\text{NO} \rightarrow \text{NO}_2$ Umwandlung machen müssen.

Weiter ist wegen der speziellen Emissionssituation des Verkehrs (boden-nahe Linienquellen) zwischen den Strassenrandkonzentrationen und der Belastung abseits der Strassen zu unterscheiden. Das Gaussmodell der Form, wie es in diesem Kapitel diskutiert wurde, kann nur letztere simulieren und zudem nur die Summe der Stickoxide (NO_x). Im folgenden werden zuerst diese NO_x -Resultate vorgestellt. In einem zweiten Schritt soll gezeigt werden, wie die Berechnung der strassennahen Konzentrationen erfolgt, um die Aussage auf das NO_2 erweitern zu können.

NO_x -Konzentrationen abseits der Strassen

Als Gebiet abseits von Strassen werden jene Flächen definiert, die mindestens 150 m von einer Hauptverkehrsachse entfernt liegen. Die zwei folgenden Figuren beziehen sich auf die Belastung in diesem Gebiet. Im strassennahen Bereich geben diese Figuren nur einen Teil der Belastung wieder. Es handelt sich gewissermassen um eine Grundbelastung, der man ausgesetzt ist, ohne dass man sich in unmittelbarer Quellennähe (d.h. an den Hauptverkehrsachsen) befindet. Dort muss eine Zusatzbelastung addiert werden, die die Grundbelastung wesentlich erhöhen kann (siehe nächstes Kapitel).

Der Figur 5.37. entsprechend, ist in der Figur 5.38. der Jahresmittelwert der NO_x -Konzentration (Emissionskataster 1985) dargestellt. Das Konzentrationsfeld ist wesentlich verschieden von demjenigen des SO_2 , was auf die unterschiedliche Emissionsstruktur zurückzuführen ist. Die Werte der Figur 5.38. sind nicht direkt vergleichbar mit dem NO_2 -Grenzwert, da die Summe von NO und NO_2 dargestellt ist.

Interessant ist die Aufteilung der Gesamtkonzentration in die Komponenten Background, Hausfeuerungen, Industrie und Verkehr (siehe Figur 5.39.) Dazu ist folgendes zu bemerken:

- Die *Background-Konzentration* wurde wie beim SO_2 aus Messungen an ländlichen Stationen des schweizerischen Mittellandes abgeleitet. Es wird ein Backgroundpegel von $20 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{NO}_2$ und $5 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{NO}$ ange-

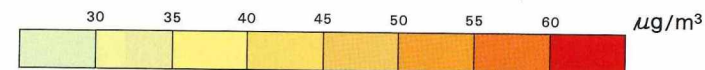
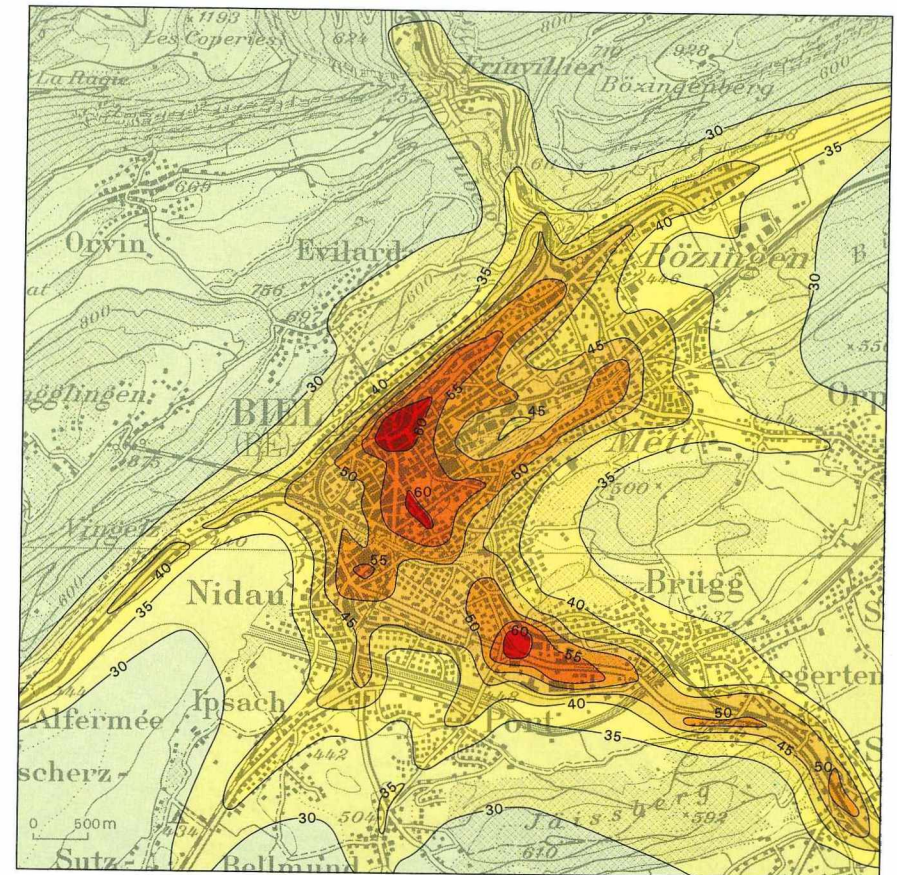


Fig. 5.38. Jahresmittel der NO_x -Bodenkonzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, inkl. Background von $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

nommen. Dieser gegenüber dem SO_2 wesentlich erhöhte Background lässt sich durch die andere räumliche Emissionsverteilung erklären. Mehr als die Hälfte der NO_x -Emission erfolgt heute ausserhalb der Städte im ländlichen Raum. Damit gilt, dass die von ausserhalb des

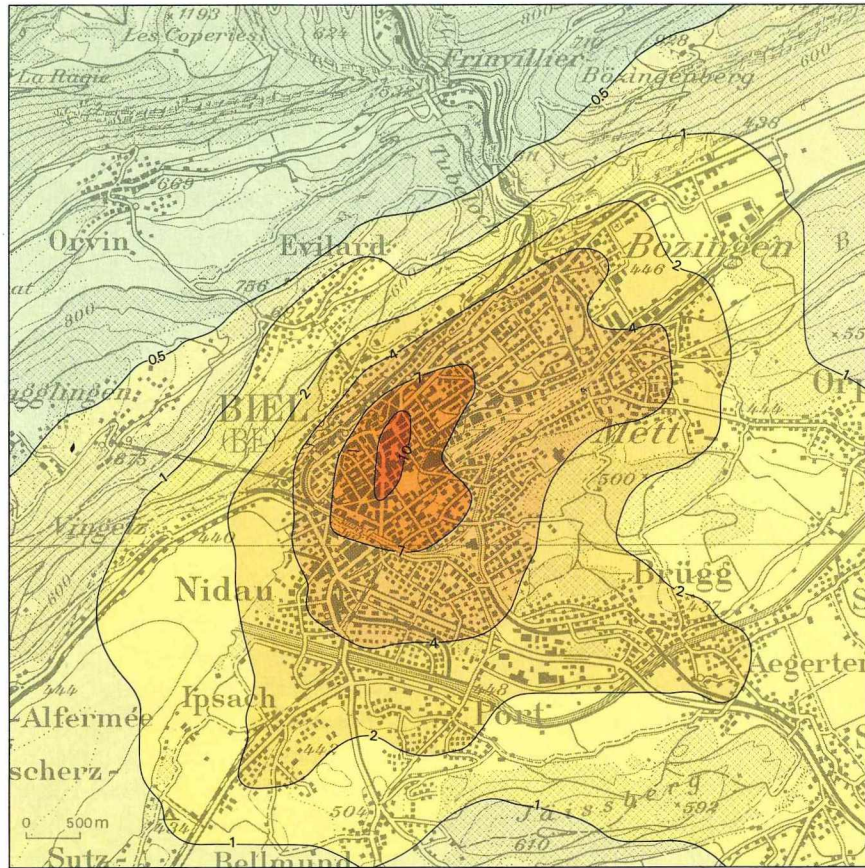
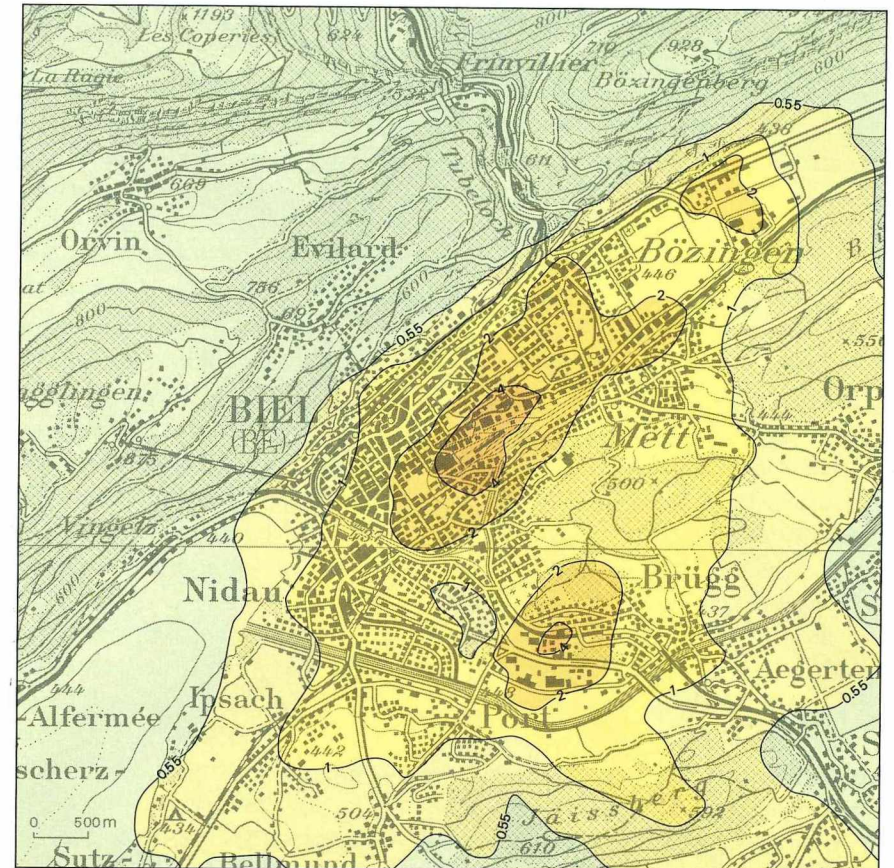


Fig. 5.39. NO_x -Jahresmittel nach Quellengruppen in $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Oben: Hausfeuerungen; Seite 247: Industrie; Seite 248: Verkehr. Modellrechnung für das Jahr 1985.

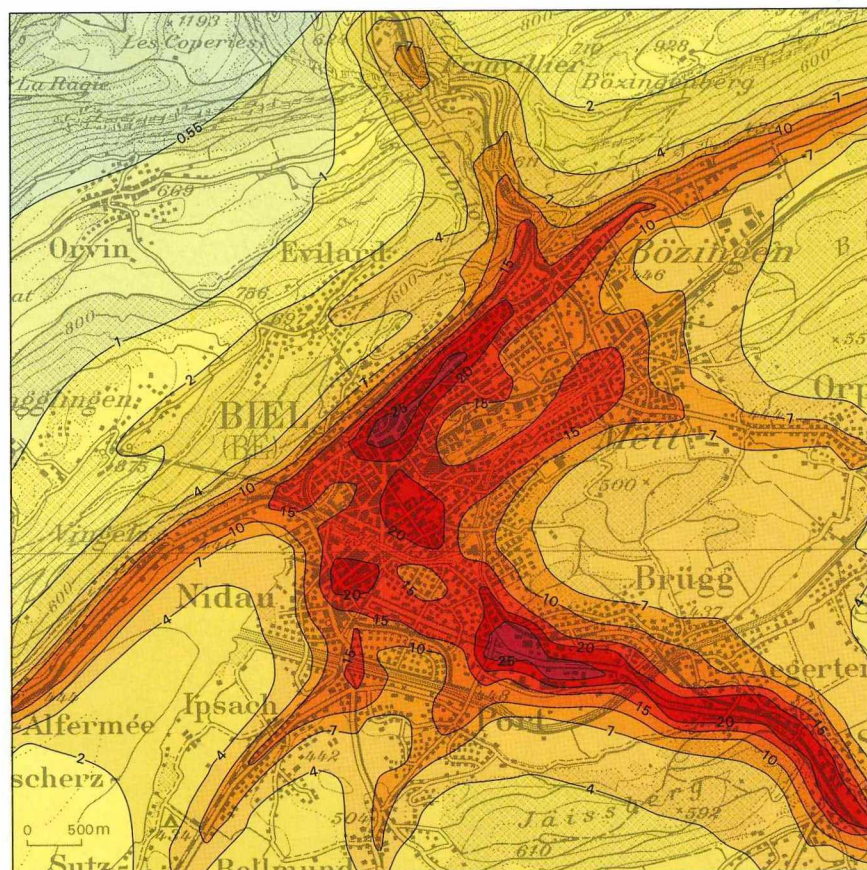
Untersuchungsgebiets stammende Stickoxidbelastung einen beträchtlichen Teil der in der Figur 5.38. dargestellten Konzentrationen ausmacht.

- Die NO_x -Immissionen aus den *Hausfeuerungen* (Figur 5.39, erstes Bild) sind ähnlich der SO_2 -Verteilung, nur um ungefähr einen Faktor 3 gerin-



ger. Im Stadtzentrum ist der Beitrag der Hausfeuerungen mit $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahresmittel nicht mehr vernachlässigbar gering.

- Die durch die *Industrie* verursachten Immissionen sind wie beim SO_2 sehr gering. Man beachte die unterschiedlichen Isolinienwerte der verschiedenen Figuren.



- Wird die SO_2 -Konzentration im wesentlichen durch die Hausfeuerungs-emission bestimmt, so ist beim NO_x der *Verkehr* der Hauptverursacher (Figur 5.39, drittes Bild). Die Hauptverkehrsachsen bilden sich sehr deutlich ab. Die maximalen Werte sind nicht mehr nur auf das Stadtzentrum beschränkt. Hohe Werte treten ebenfalls an den am stärksten befahrenen Ausfallstrassen auf.

Strassennahe NO_x - und NO_2 -Konzentrationen

Zu dem im letzten Kapitel gezeigten strassenfernen Schadstoffpegel kommt an jeder stärker befahrenen Strasse eine *Zusatzbelastung* hinzu, die es im folgenden zu bestimmen gilt. Ziel ist die Berechnung des Beitrages einer einzelnen Strasse zum Jahresmittel der NO_x - und NO_2 -Konzentration. Als Zusatzbelastung wird in dieser Arbeit die Differenz der Schadstoffbelastung in 20 und 150 m Abstand von einer Strasse definiert.

Die Abnahme der NO_x -Konzentration an einer Linienquelle ist bei Winden quer zur Strasse durch Messungen gut belegt und lässt sich mit Modellen im Langzeitmittel berechnen (Noll et al. 1978, Sistla et al. 1979, Benson 1982). Probleme bietet aber die Bestimmung des NO_2 -Anteils. Es muss eine Annahme über die *Oxidationsrate* des primär emittierten NO zu NO_2 getroffen werden. Dabei spielt das Ozonangebot eine entscheidende Rolle (Cole und Summerhays 1979). Nimmt man an, dass der natürlich vorhandene Ozonbackground für die Oxidation ausreicht, dann stellt sich rasch das photostationäre Gleichgewicht zwischen NO , NO_2 und O_3 ein. Die $\text{NO} \rightarrow \text{NO}_2$ Umwandlung weist unter diesen Bedingungen Halbwertszeiten in der Grössenordnung von 25 s auf (Kolar 1981: 87).

Nimmt man weiter an, dass im Jahresmittel in mittelgrossen städtischen Agglomerationen 2/3 der strassenfernen NO_x -Belastung als Stickstoffdioxid vorliegt, was sich durch Messungen belegen lässt, so kann der NO_2 -Verlauf senkrecht zu einer Strasse berechnet werden (siehe Filliger 1986: 87). Daraus ergibt sich, dass in 20 m Abstand von der Strasse nur ungefähr 40% der NO_x -Konzentration als NO_2 vorliegt, am unmittelbaren Strassenrand ist der Anteil noch wesentlich geringer. Dieser berechnete NO_2 -Anteil ist nun seinerseits eine Funktion der Emissionsstärke der Linienquelle. Ist die Emission gross, dann wird relativ häufig, besonders in der Nacht und im Winter, der natürliche Ozonpegel vollständig abgebaut und damit die Oxidation von NO zu NO_2 stark verlangsamt, was bedeutet, dass der NO_2 -Anteil im Jahresmittel entlang grosser Strassen wesentlich unterhalb des theoretisch berechneten Wertes liegt, der auf der Annahme eines genügenden Ozonangebots basiert. Angaben dazu sind in der Literatur erst wenige vorhanden. In dieser Arbeit wird eine Abnahme des Wertes auf 15% bei einer NO_x -Emission von 125 g/(m · Tag) angenommen, was dem Wert einer stark befahrenen Autobahn entspricht. Es muss betont werden, dass diese Prozentwerte als sehr provisorisch anzusehen sind und durch

eine Auswertung eines grossen Messkollektivs noch erhärtet werden müssen.

Die bisherige Diskussion hat sich auf Verhältnisse in unbebautem Gelände konzentriert. Sie dürften an Strassen mit niedriger bis mittlerer Bebauungsdichte, wo der reduzierten Windgeschwindigkeit eine durch die Hindernisse erhöhte Turbulenz gegenübersteht, nicht wesentlich anders sein. Für eigentliche *Strassenschluchten* gelten die Grundannahmen jedoch nicht mehr. Dort dürften die Konzentrationen gegenüber Berechnungen, die auf den oben gemachten Annahmen beruhen, zumindest was das NO_x betrifft, höher liegen. Beim NO_2 deutet aber die Auswertung von Messungen auf keine dramatische Erhöhung in Strassenschluchten hin, was mit einer Blockierung der NO -Oxidation erklärt werden könnte. Wegen der grossen Unsicherheiten in den Strassenschluchtmodellen wurde in der Biele Studie über dem ganzen Stadtgebiet der oben beschriebene Ansatz verwendet, was wahrscheinlich eine Unterschätzung der Konzentration in engen Strassenschluchten des Stadtzentrums zur Folge haben dürfte.

In Fig. 5.40. ist das Resultat der Berechnungen für die NO_2 -Gesamtbelastung dargestellt. Jede Signatur entspricht der NO_2 -Belastung innerhalb einer Hektare, die man im Abstand von 10–30 m von einer diese Hektare querenden Hauptverkehrsachse messen würde. Die NO_2 -Werte sind direkt vergleichbar mit dem Grenzwert von $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ aus der LRV (1986). Er wird an allen verkehrsreichen Strassen überschritten, im Stadtzentrum auch abseits der Hauptverkehrsachsen. Bei der Beurteilung dieser Karte ist deutlich darauf hinzuweisen, dass der NO_2 -Background, der von Emissionen ausserhalb des Untersuchungsgebiets stammt, mit $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ bereits mehr als die Hälfte des Grenzwertes ausmacht, was auf die grundsätzlich erhöhte NO_2 -Belastung im schweizerischen Mittelland hinweist.

Ähnlich wie beim SO_2 werden in Tabelle 5.5. die Anteile der einzelnen Verursacherguppen an der gesamten NO_2 -Konzentration für verschiedene Quartiertypen aufgelistet. Man sieht, dass die Belastung durch den lokalen Verkehr überall hoch ist, dass aber die von ausserhalb des Untersuchungsgebiets stammende Belastung (die sich ihrerseits wieder aus den Emissionen des Verkehrs, der Industrie und der Hausfeuerungen zusammensetzt) am Stadtrand auf 50% ansteigt.

Versucht man die Entwicklung der NO_2 -Immissionskonzentrationen in den nächsten Jahren zu prognostizieren, dann lassen sich folgende generellen Schlüsse ziehen: Unter der Annahme, dass in den nächsten Jahren nur

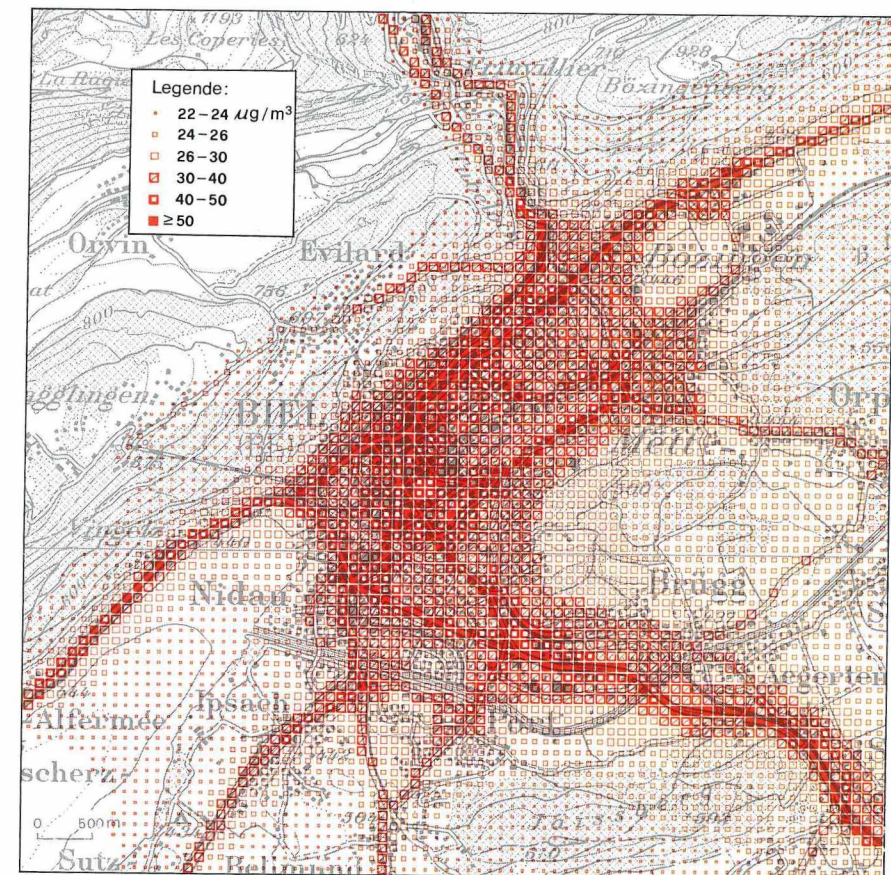


Fig. 5.40. Jahresmittel der NO_2 -Bodenkonzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$, inkl. der strassennahen und der Background-Belastung. Modellrechnung für das Jahr 1985.

eine geringe Verkehrszunahme von 10–15% zu beobachten sein wird und die Katalysorteknik die prognostizierte starke Emissionsminderung bei den Personwagen erbringt, bei den Lastwagen jedoch keine Emissionsreduktion erfolgt, dann ergeben sich die in Tabelle 5.6. zusammengestellten Immissionswerte. Dabei wurde eine Background-Konzentration von $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr 1994 und von $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Jahr 2000 angenommen.

Tab. 5.5. Aufteilung der totalen NO₂-Immission auf verschiedene Verursachergruppen.

	HFE	IND	VER	BGR	NO ₂ -Werte
Stadtzentrum mit Hauptverkehrsachse	10%	2%	57%	31%	63 µg/m ³
Stadtzentrum ohne Hauptverkehrsachse	15%	3%	40%	42%	47 µg/m ³
Stadtrand mit Hauptverkehrsachse	4%	3%	63%	30%	65 µg/m ³
Stadtrand ohne Hauptverkehrsachse	9%	4%	36%	51%	39 µg/m ³
HFE: Hausfeuerungen VER: Verkehr		IND: Industrie BGR: Background			

Tab. 5.6. Prognostizierte NO₂-Konzentrationen (µg/m³) für die Jahre 1994 und 2000 an verschiedenen Standorten. Annahmen: siehe Text.

	1985	1994	2000
Stadtzentrum mit Hauptverkehrsachse	63	44–49	36–41
Stadtzentrum ohne Hauptverkehrsachse	47	33–38	28–33
Stadtrand mit Hauptverkehrsachse	65	43–48	33–38
Stadtrand ohne Hauptverkehrsachse	39	27–32	23–28

Man sieht, dass selbst unter optimistischen Annahmen der Grenzwert entlang der Hauptverkehrsachsen auch im Jahr 2000 nicht eingehalten werden kann. Andererseits darf man davon ausgehen, dass im Jahr 2000 abseits der Hauptstrassen auch im Stadtzentrum die Konzentrationen im Grenzwertbereich liegen sollten. Prognosen dieser Art sind mit grosser

Vorsicht zu geniessen, da ihnen nur sehr generelle Annahmen zugrundeliegen. Sie geben die Grössenordnung an, können aber bei einer Änderung der Annahmen völlig falsch sein.

5.3.8. Modellierung von Verkehrsszenarien

Ein Hauptvorteil von Modellen liegt in der Möglichkeit begründet, die Wirkung bestimmter, meist erst geplanter Emissionsänderungen aufzuzeigen. In der Region Biel sind Autobahnumfahrungen geplant und im folgenden soll der Effekt von zwei möglichen N5-Varianten auf die NO₂-Immissionssituation abgeschätzt werden.

Zu diesem Zweck werden dem Basisverkehrsnetz, das die Verkehrsströme 1985 wiedergibt, zwei Umfahrungsvarianten gegenübergestellt. Um die Vergleichbarkeit zu wahren, sind die Verkehrsströme der 2 Umfahrungsvarianten im Verkehrsmodell (siehe Kap. 8.2.) ebenfalls auf das Jahr 1985 bezogen. Die Figur 5.41. zeigt die NO_x-Emission des Basisnetzes, die sich aus der Verkehrsbelastung eines mittleren Tages ergibt. Figur 5.42. gibt dieselbe Information für die Variante mit Südumfahrung (D86) und Figur 5.43. für die Variante mit Juratunnel und Stadtmitteanschluss (JD86). Die Figuren der beiden N5-Varianten geben an, wie die Emissionen 1985 ausgesehen hätten, wenn die jeweiligen Autobahnvarianten bereits gebaut gewesen wären.

Die emittierten NO_x-Mengen summieren sich innerhalb des Figurenparameters bei der Basisvariante auf 687 t/Jahr, bei einer Summe von 257 Mio gefahrenen Kilometern pro Jahr. Die entsprechenden Werte für die Variante D86 sind 819 t/Jahr (273 Mio km) und für die Variante JD86 822 t/Jahr (276 Mio km). Es sei nochmals betont, dass diese Angaben sich auf das Verkehrsvolumen und die Emissionsfaktoren des Jahres 1985 beziehen und keine Projektionen in die Zukunft darstellen. Die grösseren Emissionsmengen bei den beiden N5-Varianten sind im wesentlichen durch die höheren Fahrgeschwindigkeiten auf den Autobahnstücken bedingt. Dies wird besonders deutlich, wenn man die Gesamtmenge an ausgestossenen Kohlenwasserstoffen (HC) betrachtet (Basisnetz 514 t/Jahr; Variante D86 462 t/Jahr; JD86 466 t/Jahr). Der HC-Ausstoss der Automobile nimmt mit zunehmender Fahrgeschwindigkeit ab, der NO_x-Ausstoss aber deutlich zu. Emissionsseitig steht damit der deutlichen Zunahme (+20%) des Stick-

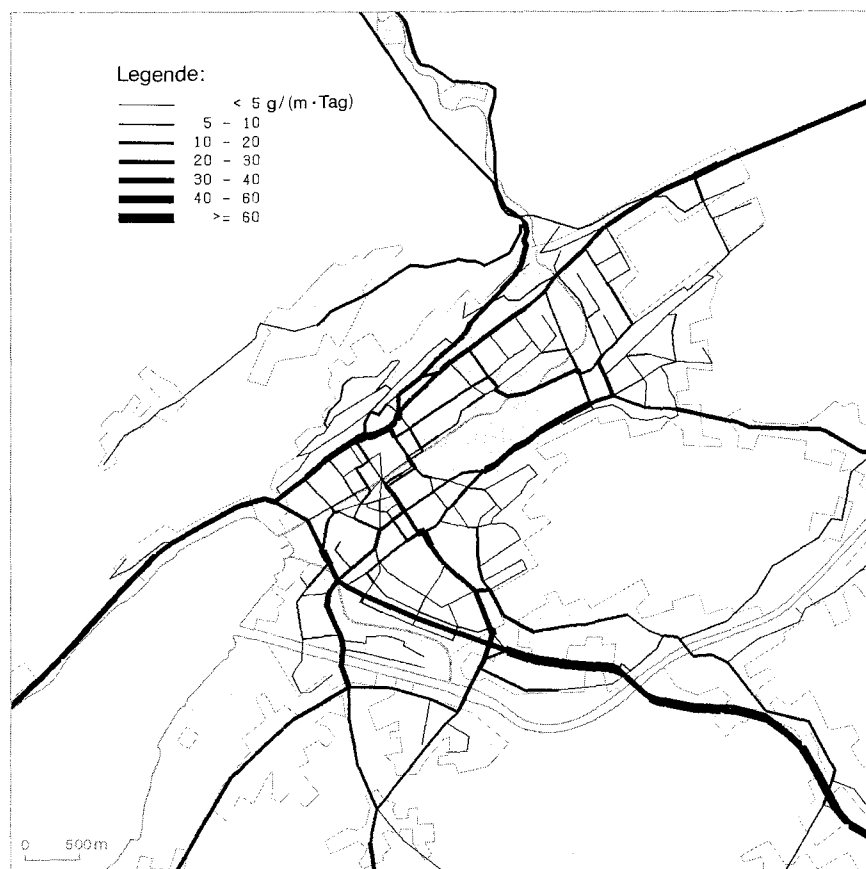


Fig. 5.41. NO_x -Emission des Verkehrs (Basisnetz 1985) in $\text{g}/(\text{m}\cdot\text{Tag})$.

oxidausstosses eine mässige Abnahme des Kohlenwasserstoff- und Kohlenmonoxidausstosses (je -10%) gegenüber.

Im folgenden konzentriert sich die Diskussion auf die Stickstoffdioxid-Konzentrationen. Die NO_2 -Grenzwerte sind heute zum Teil beträchtlich überschritten. Im Vergleich dazu stellen die CO-Grenzwerte nur in Extremfällen (stark frequentierte Strassenkreuzungen) ein Problem dar und für die HC-Immissionen bestehen keine Grenzwerte. Die Kohlenwasserstoffe sind

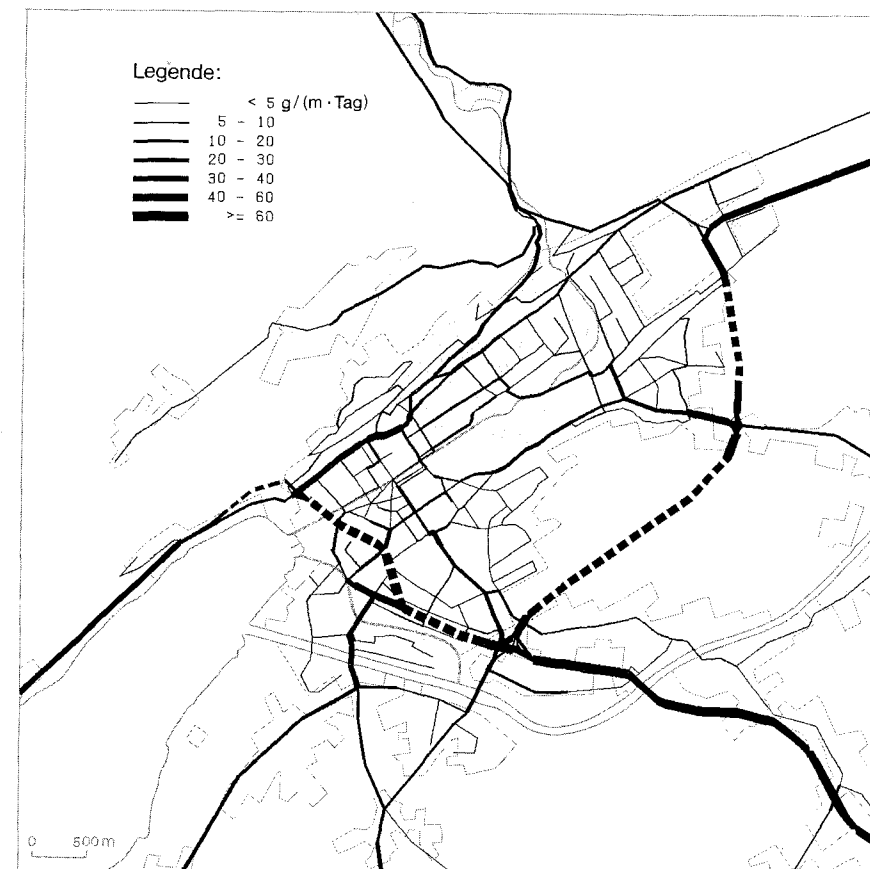


Fig. 5.42. NO_x -Emission des Verkehrs (Variante D86) in $\text{g}/(\text{m}\cdot\text{Tag})$. Emissionsfaktoren 1985.

im Hinblick auf die Ozonbildung von grosser Bedeutung. Eine Abnahme der HC-Emission darf dabei nicht grundsätzlich mit einer generellen Abnahme der Ozonbelastung in Verbindung gebracht werden. Die Geschwindigkeit der Ozonbildung ist eine Funktion des NO_x/HC -Verhältnisses. Eine Verschiebung des Verhältnisses in Richtung NO_x verlangsamt die Ozonbildung. Damit werden quellennahe Gebiete eher entlastet, quellenferne Gebiete aber stärker belastet. Diese Zusammenhänge sind noch nicht gesi-

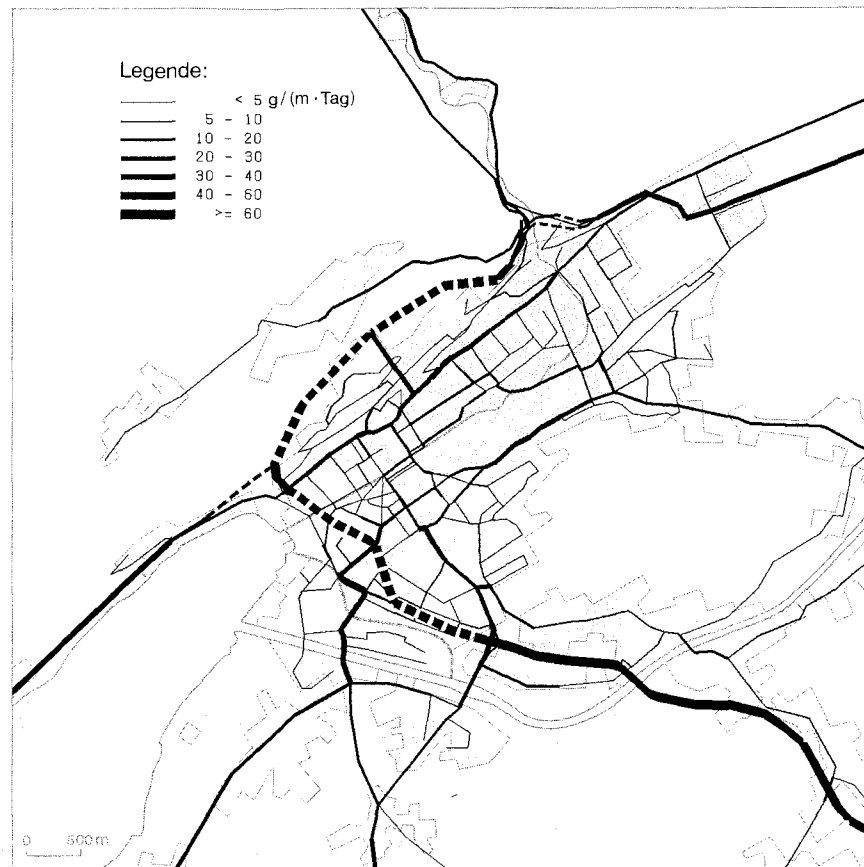


Fig. 5.43. NO_x -Emission des Verkehrs (Variante JD86) in $\text{g}/(\text{m} \cdot \text{Tag})$. Emissionsfaktoren 1985.

chert und Modelle zur Simulation dieser Effekte sind sehr kompliziert und mit grossen Fehlern behaftet, deshalb wird dieser Aspekt nicht weiter verfolgt.

Es sei hier ebenfalls betont, dass keine vollständige Emissionsbilanz für die beiden Varianten vorliegt (z.B. Blei, Pneu- und Belagsabrieb). Die folgenden Ausführungen greifen den Aspekt der Stickoxidbelastung heraus und es wird keine Umweltverträglichkeitsprüfung für die beiden N5-Va-

rianten angestrebt, umso mehr als keine Prognosen der Emissionen vorliegen. Es soll im Sinne einer Sensitivitätsanalyse nur der Effekt einer Verkehrsverlagerung auf die NO_2 -Konzentrationsverteilung untersucht werden.

Bei beiden N5-Varianten wird der Verkehr über weite Strecken in Tunnels geführt und der grösste Teil der darin emittierten Schadstoffe über Abluftkamine in die Atmosphäre abgegeben. Dieser Umstand ist für die Ausbreitungsrechnung besonders wichtig. Bei der Variante D86 betrifft dies 19% der gesamten Verkehrsemission (155 t/Jahr) und bei der Variante JD86 21% (174 t/Jahr). Die Kaminabluft wird mit hoher Geschwindigkeit (20 m/s) vertikal ausgestossen, so dass sich eine Strahlaufstiegshöhe von im Mittel ungefähr 100 m ergibt, was eine sehr starke Reduktion der Bodenkonzentration zur Folge hat. Einzelwerte können natürlich beträchtlich höher liegen. In Figur 5.44. sind die NO_x -Jahresmittelwerte dargestellt, die sich aus der Emission der 4 Abluftkamine (in der Figur mit Kreuzen gekennzeichnet) der Variante JD86 ergeben. Die maximalen NO_x -Konzentrationen betragen $1.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Doch kann generell gesagt werden, dass die mittlere Belastung aus den Abluftkaminen klein ist und gegenüber der Belastung, die von den bodennahen Linienquellen des Verkehrs stammt, fast vernachlässigt werden kann.

Das Beispiel der Abluftkamine zeigt sehr anschaulich den Effekt hoher Kamine auf die Belastung der Umwelt. Durch die gute Verdünnung werden zwar die Konzentrationen in der Luft auf tiefe Werte reduziert. Doch diese Tatsache darf nicht darüber hinwegtäuschen, dass die ganze emittierte Schadstoffmenge letzten Endes wieder deponiert werden muss und eine Belastung für die Ökosysteme Boden und Wald darstellt.

Um einen quantitativen Vergleich der Immissionen der zwei N5-Varianten mit dem Basisnetz zu ermöglichen, wurden 3 NO_2 -Belastungskarten mit dem vorne beschriebenen Ansatz berechnet. Figur 5.45. zeigt die NO_2 -Immissionen, die aus den Verkehrsemissionen des Jahres 1985 (Basisnetz) resultieren. Man sieht, dass entlang der Hauptausfallstrassen bereits aufgrund der lokalen Verkehrsemission die NO_2 -Immissionen über dem Grenzwert von $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ liegen. Addiert man zu den Werten dieser Karte den Backgroundpegel und die Immissionen der Hausfeuerungen und der Industrie dazu, dann ergibt sich die gesamte NO_2 -Immission, wie sie in Figur 5.40. dargestellt ist.

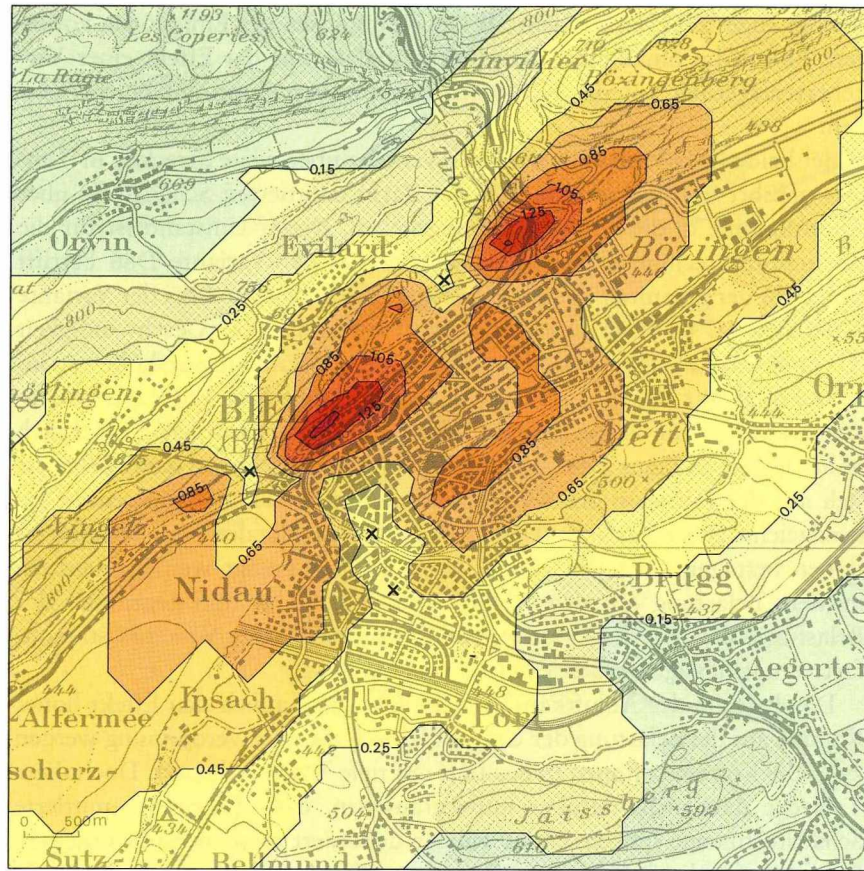


Fig. 5.44. NO_x-Immission, resultierend aus der Kaminabluft der Variante JD86 (in µg/m³).

Die Figur 5.46. zeigt die Konzentrationsdifferenzen zwischen der Südumfahrvариante (D86) und dem Basisnetz und Figur 5.47. diejenigen zwischen der Juratunnelvariante und dem Basisnetz. Belastungsreduktionen sind mit Quadraten dargestellt und -zunahmen mit Kreuzen. Tabelle 5.7.

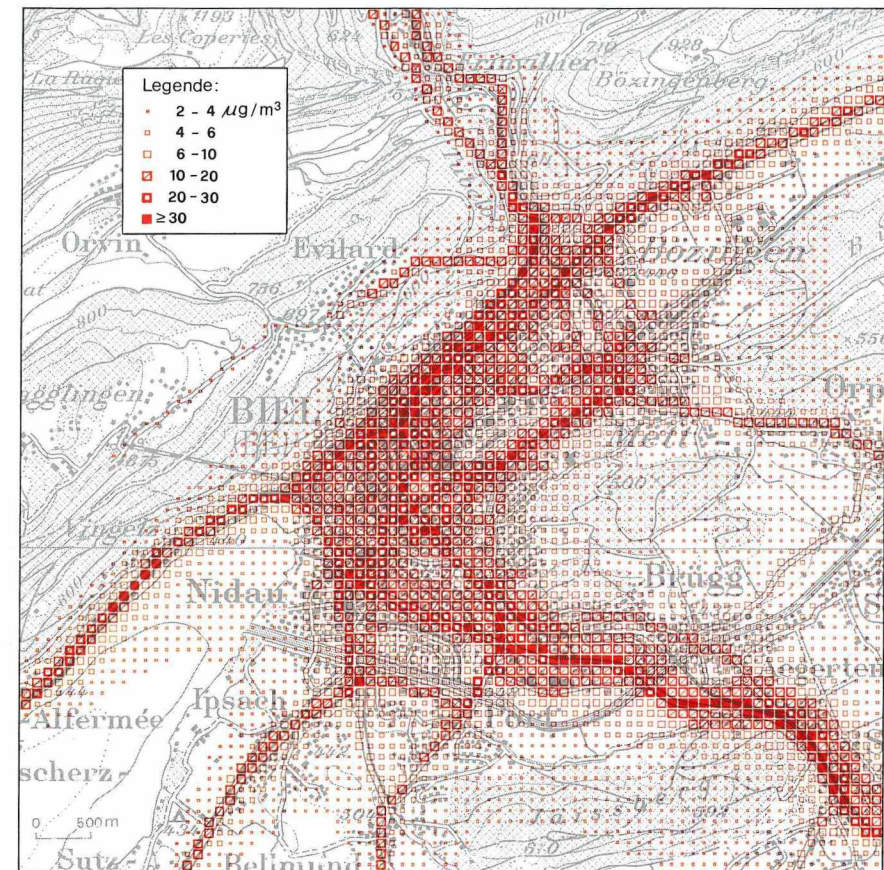


Fig. 5.45. NO₂-Immission des Verkehrs (Basisnetz) in µg/m³.

gibt eine Zusammenstellung über die Zahl der Hektaren für verschiedene Klassen der Belastungsänderung.

Im Stadtgebiet reduzieren sich die Konzentrationen zum Teil recht deutlich. Im Mittel über 25 ha des Stadtzentrums ergibt sich eine NO₂-Konzentration von 51 µg/m³ beim Basisnetz, resp. 44 µg/m³ bei den beiden N5-Varianten. Eine Zunahme der Belastung ist vor allem im Bereich der Autobahnanschlüsse zu beobachten. Beim Anschluss Brüggmoos ergeben sich z.B. folgende Werte (Mittel über 25 ha): Basisnetz 50 µg/m³; D86 64 µg/m³

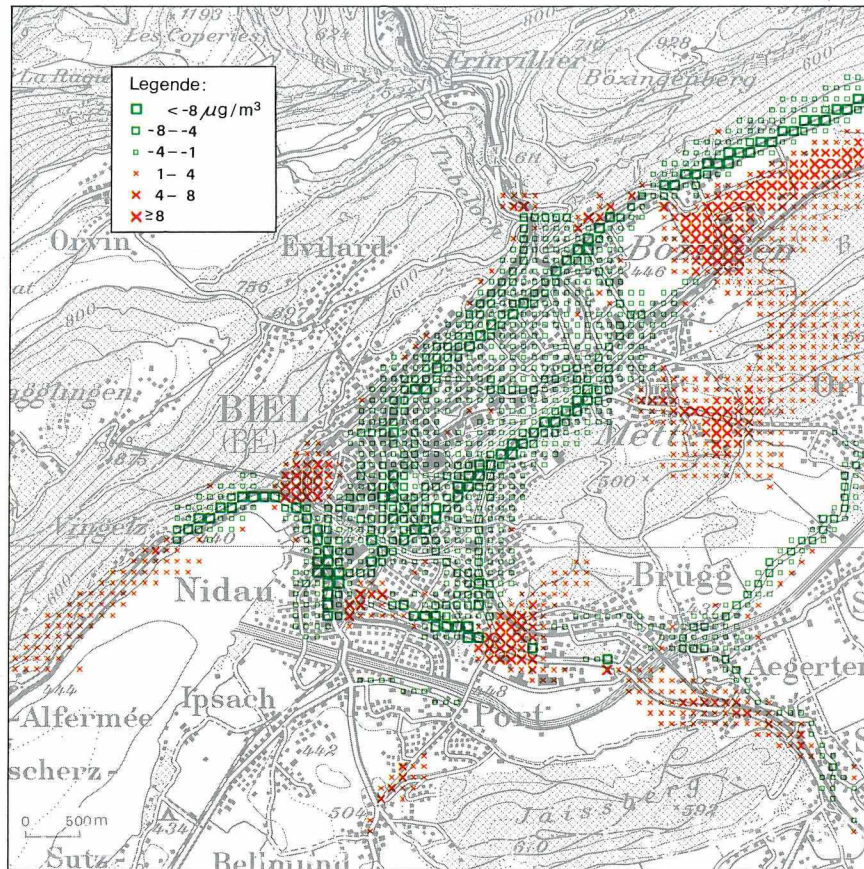


Fig. 5.46. NO_2 -Immissionsdifferenz zwischen der N5-Variante D86 (Südumfahrung) und dem Basisnetz.

und JD86 $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Vergleicht man die mittleren Änderungen von $7-14 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mit den Absolutwerten von zirka $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ an diesen Orten, so sieht man, dass Änderungen der Gesamtbelastung von $15-30\%$ resultieren, was ein doch eher geringer Wert ist, verglichen mit der ausgeprägten Verkehrsumlagerung, die beide Varianten im Vergleich zum Basisnetz erzeugen.

Die Tabelle 5.7. zeigt, dass die Zahl der Hektaren mit einer Belastungsreduktion grösser ist als diejenige mit einer -zunahme, dass aber im Gegensatz dazu die mittlere Abnahme kleiner ist als die mittlere Zunahme.

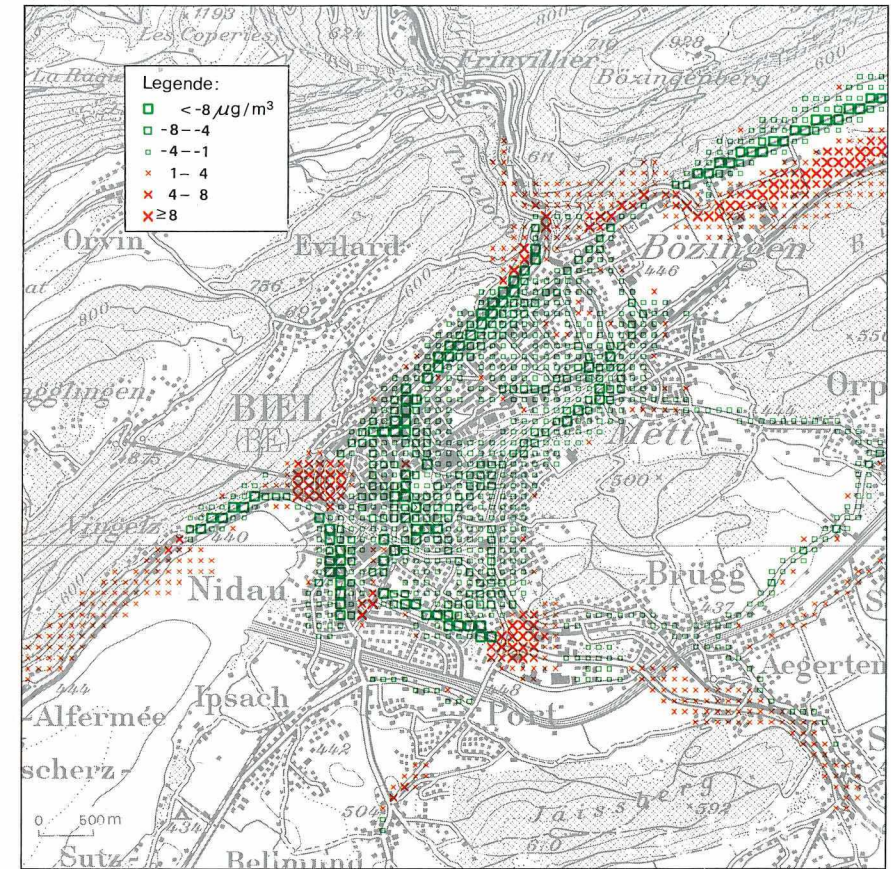


Fig. 5.47. NO_2 -Immissionsdifferenz zwischen der N5-Variante JD86 (Juratunnel) und dem Basisnetz.

Dieses Verhalten ist eine Folge der Kanalisierung der Verkehrsströme, die bei beiden Umfahrungsvarianten zu beobachten ist. Das bedeutet, dass die Schadstoffbelastung an einzelnen Hauptachsen stark zunimmt, über einem grösseren Gebiet dagegen leicht abnimmt.

Die Zahlen der Tabelle 5.7. dürfen jedoch nicht überbewertet werden. Vergleicht man nämlich die Gesamtgrösse des Gebiets mit Grenzwertüberschreitungen ($\text{NO}_2 > 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$), dann zeigen die beiden N5-Varianten (D86 1442 ha; JD86 1419 ha) praktisch dieselbe Fläche wie das Basisnetz

Tab. 5.7. Zusammenstellung der Belastungsänderungen der beiden Umfahrvorvarianten bezüglich des Basisnetzes (Anzahl Hektaren).

	Basisnetz – Var. D86	Basisnetz – Var. JD86
unverändert $\pm 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$	4854	5176
Abnahmen:		
–1 bis –2	313	328
–2 bis –4	348	305
–4 bis –8	233	185
–8 bis –12	72	62
–12 bis –16	28	22
$\leq -16 \mu\text{g}/\text{m}^3$	10	15
Total	1004	917
mittlere Abnahme	$-3.95 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$-3.87 \mu\text{g}/\text{m}^3$
Zunahmen:		
1 bis 2	350	209
2 bis 4	156	141
4 bis 8	107	57
8 bis 12	32	15
12 bis 16	18	11
$\geq 16 \mu\text{g}/\text{m}^3$	40	35
Total	705	468
mittlere Zunahme	$+4.27 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$+4.38 \mu\text{g}/\text{m}^3$

(1425 ha). Die Verkehrsverlagerung der beiden N5-Varianten führt also zu einer deutlichen Verschiebung der Orte mit Belastungsspitzen, aber zu keiner signifikanten Änderung im Umfang des Belastungsgebietes und der über dieses Gebiet gemittelten Konzentration. Das Fehlen einer Änderung im Mittel über das ganze Gebiet ist plausibel, wenn man nur die bodennahe Emission (Gesamttotal ohne Ausstoss an den Abluftkaminen) betrachtet. Die beiden N5-Varianten unterscheiden sich darin nicht wesentlich vom Basisnetz. Es sei hier aber nochmals deutlich betont, dass die an den Abluftkaminen ausgestossenen Schadstoffe zwar nur sehr wenig zur Konzentrations-Belastung im lokalen Bereich beitragen, dass sie aber ir-

gendwo deponiert werden müssen. Je höher die Schadstoffe ausgestossen werden, desto entfernter von der Quelle erfolgt die Deposition und die Effekte im Fernbereich dürfen nicht vernachlässigt werden, wie das Problem der Waldschäden deutlich zeigt.

Für eine detailliertere Interpretation der Karten sei auf Kapitel 8.2. verwiesen.

Literatur

- Benson, P. E., 1982: Modifications to the Gaussian vertical dispersion parameter, σ_z , near roadways. *Atmos. Environ.*, 16, 1399–1405.
- Berlincourt, P., 1988: Les émissions atmosphériques de l'agglomération de Bienne. *Geographica Bernensia G28*, Bern.
- Cole, H. S. und J. E. Summerhays, 1979: A review of techniques available for estimating short-term NO_2 concentrations. *JAPCA*, 29, 812–817.
- Corbett, J. O., 1981: The validity of source-depletion and alternative approximation methods for a Gaussian plume subject to dry deposition. *Atmos. Environ.*, 15, 1207–1213.
- Egan, B. A., 1984: Transport and diffusion in complex terrain, (Review). *Boundary Layer Meteor.*, 30, 3–28.
- Fields, D. E., C. W. Miller und S. J. Cotter, 1981: Comparison of observed and predicted sector-averaged air concentrations for elevated releases of fluorescein particles. *JAPCA*, 31, 871–876.
- Filliger, P., 1986: Die Ausbreitung von Luftschadstoffen – Modelle und ihre Anwendung in der Region Biel. *Geographica Bernensia G14*, Bern.
- Gifford, F. A., 1968: An outline of theories of diffusion in the lower layers of the atmosphere. In: *Meteorology and Atomic Energy*, (Hrsg.: D. H. Slade), USAEC, Oak Ridge, Tenn., 65–116.
- Giovanoni, J. M. und A. Junod, 1977: Meteorological aspects of local and urban air pollution with special consideration of energy production and consumption. In: *Proc. of the Meet. on Educ. and Training in Meteor. Aspects of Atm. Poll. and Related Environmental Problems*, WMO-No. 493, 157–193.
- Hanna, S. R., 1983: Lateral turbulence intensity and plume meandering during stable conditions. *J. of Clim. and Appl. Meteor.*, 22, 1424–1430.
- Hanna, S. R., G. A. Briggs und R. P. Hosker, 1982: *Handbook on atmospheric diffusion*. Technical Information Center, U. S. Dep. of Energy, Springfield, Vir.
- Hodanbosi, R. F. und R. Brodkey, 1984: Evaluation of RAM model for Cleveland, Ohio, Part II. *JAPCA*, 31, 371–374.
- Irwin, J. S., 1983: Estimating plume dispersion – a comparison of several sigma schemes. *J. of Clim. and Appl. Meteor.*, 22, 92–114.
- Kolar, J., 1981: Anteil der Stickstoffdioxid-Immission an der gesamten Stickstoffoxid-Immission in Städten. *Staub-Reinhalt. Luft*, 41, 85–91.

- Külske, S., 1975: Der Stand der Anwendungstechnik von mathematisch-meteorologischen Ausbreitungsmodellen in der Praxis der Luftreinhaltung. Schriftenreihe LIS Nordrhein-Westfalen, H. 35, Essen, 69–112.
- Lamb, R. G., 1978: A numerical simulation of dispersion from an elevated point source in the convective planetary boundary layer. *Atmos. Environ.*, 12, 1297–1304.
- McElroy, J. L., 1969: A comparative study of urban and rural dispersion. *J. of Appl. Meteor.*, 8, 19–31.
- Murphy, B. D. und C. B. Nelson, 1983: The treatment of ground deposition, species decay and growth and source height effects in a Lagrangian trajectory model. *Atmos. Environ.*, 17, 2545–2547.
- Nester, K., und P. Thomas, 1979: Im Kernforschungszentrum Karlsruhe experimentell ermittelte Ausbreitungsparameter für Emissionshöhen bis 195 m. *Staub-Reinhalt. Luft*, 39, 291–295.
- Noll, K. E., T. L. Miller und M. Claggett, 1978: A comparison of three highway line source dispersion models. *Atmos. Environ.*, 12, 1323–1329.
- Oke, T. R., 1978: *Boundary layer climates*. Methuen, London.
- Pasquill, F. und F. B. Smith, 1983: *Atmospheric diffusion*. 3rd ed., Wiley & Sons, New York.
- Reg. Plan. Gem. Untermain, 1977: *Lufthygienisch-meteorologische Modelluntersuchung in der Region Untermain*. Abschlussbericht, Frankfurt am Main.
- Rickli, R., 1988: *Untersuchungen zum Ausbreitungsklima der Region Biel*. Geographica Bernensia G32, Bern.
- Ruff, R. E., 1983: Application of statistical methods to diagnose causes of poor air-quality model performance. *Atmos. Environ.*, 17, 291–197.
- Sistla, G., P. Samson, M. Keenan und S. T. Rao, 1979: A study of pollutant dispersion near highways. *Atmos. Environ.*, 13, 669–685.
- TA Luft, 1983: *Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft*. Heymanns Verlag, Köln.
- Turner, D. B., 1964: A diffusion model for an urban area. *J. of Appl. Meteor.*, 3, 83–91.
- Turner, D. B., 1969: *Workbook of atmospheric dispersion estimates*. U. S. Department of Health, Education and Welfare. Public Health Service Publication No. 999-AP-26, Cincinnati, Ohio.
- Wackter, D. J. und D. H. Minott, 1984: Evaluation of six urban air quality simulation models. In: *Fourth Joint Conf. on Appl. of Air Poll. Meteor.*, Portland, AMS, Boston, Mass., 83–86.
- Willis, G. E. und J. W. Deardorff, 1978: A laboratory study of dispersion from an elevated source within a modeled convective planetary boundary layer. *Atmos. Environ.*, 12, 1305–1311.

5.4. Die Modellierung von Kurzzeitspitzen der Schadstoffbelastung mit Hilfe eines Partikel-Trajektorien-Modelles

PAUL FILLIGER

Summary

Modelling the dispersion of pollutants under changing spatial and temporal conditions requires the use of special models. One of these is the particle trajectory model, whose basic principles are described in the first part of this chapter. The model is used to simulate SO₂ dispersion on a typical winter day with pronounced high-altitude inversion and alternating upslope and downslope winds. In the city of Biel and its surroundings, such days are characterized by a concentration peak on the south slope of the Jura mountains in the morning, which can be much higher than the concentration measured simultaneously in the centre of town. The model shows that this brief concentration peak is caused when the upslope wind begins, pressing pollutants lying above the city against the slope. The close conformity between measured and calculated values shows that this model can reproduce complex dispersion conditions.

Résumé

La modélisation de la dispersion de polluants, lors de conditions spatiales et temporelles variables, requiert l'utilisation de modèles spéciaux. Le modèle des trajectoires de particules, dont le principe est décrit en première partie de ce chapitre, est de ce type. Il est employé ici, pour simuler la dispersion de dioxyde de soufre lors d'une journée d'hiver typique, caractérisée par une inversion marquée en altitude et une alternance entre vents ascendants et vents descendants. Dans la région de Bienne, des journées pareilles sont reconnaissables à la forte concentration matinale de polluants sur le flanc sud du Jura, pouvant nettement dépasser le maximum mesuré simultanément au centre-ville. Le modèle permet de démontrer que cette brève hausse de concentration est engendrée par le début du vent ascendant, qui comprime les polluants se trouvant au-dessus de la ville contre le flanc du Jura. La bonne concordance entre valeurs mesurées et valeurs calculées montre que ce type de modèle est en mesure de reproduire des conditions de dispersion complexes.

Zusammenfassung

Die Modellierung der Schadstoffausbreitung bei räumlich und zeitlich ändernden Bedingungen erfordert den Einsatz spezieller Modelle. Ein solcher Modelltyp ist das Partikel-Trajektorien-Modell, dessen Grundlagen im ersten Teil dieses Kapitels beschrieben werden. Das Modell wird im folgenden für die Simulierung der Schwefeldioxid-Ausbreitung während eines typischen Wintertages mit ausgeprägter Höheninversion und einem Wechsel von Hangauf- und -abwinden eingesetzt. Solche Tage sind in der Region Biel gekennzeichnet durch eine am Morgen auftretende Konzentrationsspitze am Jurahang, die die gleichzeitig im Stadtzentrum gemessene Konzentration deutlich übertreffen kann. Das Modell kann zeigen, dass der beginnende Hangaufwind diese kurzzeitige Konzentrationsspitze verursacht, indem die über der Stadt liegenden Schadstoffe an den Hang gedrückt werden. Die Übereinstimmung zwischen gemessenen und berechneten Werten ist gut und zeigt, dass dieser Modelltyp komplexe Ausbreitungsverhältnisse wiederzugeben vermag.

5.4.1. Modellgrundlagen

Kurzzeitspitzenwerte der Schadstoffbelastung treten häufig dann auf, wenn die Ausbreitungsbedingungen innerhalb kurzer Zeit grundsätzlich ändern und komplexe Windfelder vorherrschen. Eine einigermaßen korrekte Wiedergabe der Ausbreitung während solchen Situationen erfordert den Einsatz aufwendiger Berechnungsmethoden wie sie z.B. im Kapitel «Numerische Modelle» (Kap. 5.2.) beschrieben sind. Im folgenden soll in Ergänzung dazu ein weiterer Modelltyp (Partikeltrajektorien-Ansatz) beschrieben werden, der sich ebenfalls speziell für den Einsatz während solchen Situationen eignet.

Die Grundidee eines Partikeltrajektorienmodells (auch «random walk model» oder «Monte Carlo model» genannt) ist sehr einfach und unmittelbar einleuchtend. Eine grosse Zahl von Partikeln, als Repräsentanten für einen Luftschadstoff, werden in die Atmosphäre abgegeben und ihr Weg verfolgt. Nach einer beliebigen Zeitspanne lässt sich aus ihrer Lage die Konzentrationsverteilung bestimmen. Wird den Partikeln eine einheitliche Masse zugeordnet, dann ist die Partikeldichte direkt proportional zur Konzentration. Diese Grundidee ist aus der statistischen Theorie der Diffusion entlehnt, die von Taylor (1921) bereits sehr früh entwickelt wurde. Diese Theorie bildet auch den Rahmen für die Formulierung des Modells.

Die Bestimmung des Wegs eines Einzelpartikels ist die Hauptaufgabe dieses Modelltyps. Grundlegend ist dabei die Aufteilung des Partikelwegs in eine advektive und eine turbulente Komponente. Der advektive Teil wird durch Windgeschwindigkeit und -richtung vollständig bestimmt. Die Zeitreihe der turbulenten Komponenten u' , v' und w' wird als Markovprozess definiert. Dazu müssen die zu den jeweiligen Fluktuationen gehörenden Standardabweichungen σ_u , σ_v , σ_w und die Korrelationsfunktionen R_u , R_v , R_w bekannt sein.

Im folgenden wird die Herleitung anhand der vertikalen Komponente w' gezeigt. Für die u - und v -Komponente gilt dasselbe. Die Annahme eines Markovprozesses bedeutet, dass der Momentanwert der Fluktuation der Windgeschwindigkeit w' sich aufteilen lässt in eine korrelierte Komponente und eine Zufallskomponente. Das Vorhandensein einer korrelativen Komponente bedeutet, dass w' zum Zeitpunkt t linear abhängig ist von w' zum Zeitpunkt $t - \delta t$.

$$w'(t) = w'(t - \delta t) \cdot R_w(\delta t) + w'' \quad (1)$$

Der Proportionalitätsfaktor $R_w(\delta t)$ ist der (Auto)-Korrelationskoeffizient zur Zeitspanne δt . Die Zufallskomponente w'' wird als normalverteilt angenommen mit der Varianz:

$$\sigma_w''^2 = \sigma_w^2 \cdot [1 - R_w^2(\delta t)] \quad 2)$$

Am Startpunkt erhält w' einen Wert, der zufällig aus einer Normalverteilung $N[0, \sigma_w]$ ausgewählt wird.

Zur Bestimmung des Proportionalitätsfaktors wird normalerweise eine exponentielle Form der Korrelationsfunktion

$$R_w(\delta t) = \exp(-\delta t/T_{1w}) \quad 3)$$

angenommen (T_{1w} = Lagrange'sche time scale für die w -Komponente). Der Zeitschritt δt , für den die Berechnung der Partikelposition erfolgt, muss sehr viel kleiner als T_{1w} sein, um korrekte Resultate zu liefern. T_{1w} hat Werte, die im Bereich von 40–200 sec liegen. Daraus ergibt sich die Forderung, Zeitschritte δt von nur wenigen Sekunden zu verwenden.

Partikeltrajektorienmodelle wurden erstmals in den 70er Jahren eingesetzt. Die ersten Arbeiten von Hall (1975), Hanna (1979), Reid (1979) und Ley (1982) verglichen die Modellresultate im quellennahen Bereich mit Ausbreitungsexperimenten und kamen zu einer sehr guten Übereinstimmung. Hanna (1979) hat die Annahme der linearen Beziehung in 1) direkt mit Hilfe von «constant level»-Ballonen getestet und konnte die Annahme vollumfänglich bestätigen. Davis (1983) hat den Ansatz auch für hohe Quellen und Distanzen bis zu 10 km mit guten Resultaten angewendet und McNider et al. (1988) modellierten damit erfolgreich die grossräumige Ausbreitung (> 1'000 km) von Luftfremdstoffen. Eine Weiterentwicklung des Ansatzes haben Legg und Raupach (1982) und Wilson et al. (1983) vorgeschlagen. Es betrifft dies die korrekte Behandlung grosser σ_w -Gradienten, wie sie in unmittelbarer Bodennähe auftreten.

Heute darf dieser Ansatz als gut abgesichert und für komplexe Verhältnisse speziell geeignet bezeichnet werden.

Eine erfolgreiche Anwendung dieses Modells hängt wesentlich von der Qualität der Schätzungen der Turbulenzparameter und der «time scale» ab. Direkte Messungen dieser Grössen im Untersuchungsgebiet liegen nur in den seltensten Fällen vor. Man muss deshalb auf Parametrisierungen zurückgreifen, die auf ausgedehnten experimentellen Studien in den untersten Schichten der Atmosphäre (surface layer) basieren. Eine Zusammenfas-

sung von Parametrisierungen wichtiger Grössen der planetaren Grenzschicht ist in Arya (1984) oder Stull (1988) zu finden. Eine ausführliche Diskussion der hier interessierenden Turbulenzmasse ist in Pasquill & Smith (1983) oder Hanna (1982) gegeben. Die in Biel verwendeten Beziehungen für die Bestimmung der Turbulenzgrössen sind in Filliger (1986: 94f) zusammengestellt.

Sensitivitätstests des Modells zeigen, dass der kritische Modellinput nicht das Turbulenzfeld, sondern das Windfeld ist. Für die im folgenden diskutierte Fallstudie wurde ein semiempirisches Vorgehen zur Bestimmung der Windfelder gewählt, das sich eng an einen Vorschlag von McRae et al. (1979) anlehnt. Idealerweise sollten jedoch die Windfelder wie auch die Turbulenzfelder mit Hilfe eines numerischen Grenzschichtmodells wie es z.B. im Kap. 5.2. beschrieben ist, bereitgestellt werden.

5.4.2. Fallstudie 10. Dez. 1980

Ausgangslage

Der 10. Dez. 1980 stellt ein Beispiel für eine winterliche Hochdrucklage mit kräftiger, vom Boden abgehobener Temperaturinversion mit einer Hochnebeldecke dar. Für diesen Tag liegen detaillierte Temperatursondierungen und Bodentemperaturmessungen vor (siehe Wanner et al. 1982: 220). Die Tagesmitteltemperatur betrug -4°C . Neben den meteorologischen Messungen wurden an je einem Standort im Stadtzentrum (Zentralplatz) und am Jurahang (Vogelsang) die SO_2 -Konzentrationen erfasst. Für das Windgeschehen in Bodennähe liegen die Daten von 5 Windmessern vor.

Die SO_2 -Konzentrationen der beiden Stationen sind in der Figur 5.48. dargestellt. Sie zeigen einen sehr interessanten Verlauf, zu dem folgendes zu bemerken ist:

Das herausstechendste Ereignis ist die hohe Konzentrationsspitze der Station Vogelsang zwischen 09 und 11 Uhr. Die Hangstation zeigt in dieser Zeit Werte, die höher liegen als im Stadtzentrum. Dieses Phänomen ist etwa zur gleichen Zeit an anderen Tagen ebenfalls zu beobachten, wobei die Konzentrationen am Hang das Doppelte des Stadtzentrums erreichen können.

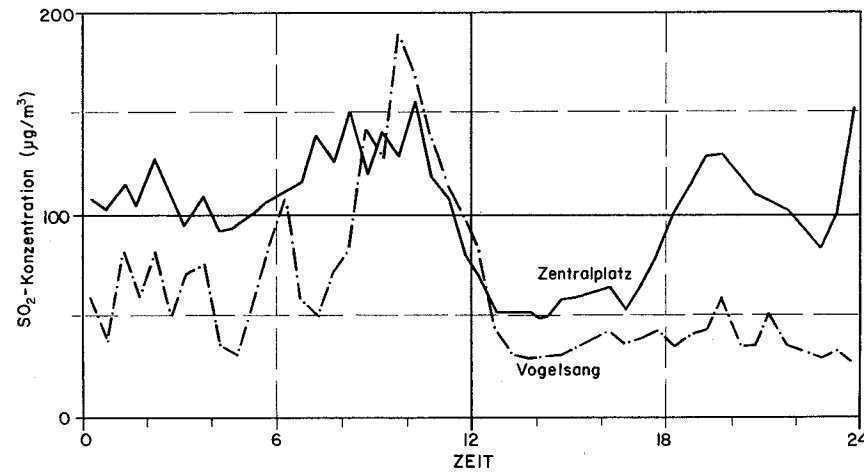


Fig. 5.48. Verlauf der gemessenen SO_2 -Konzentrationen am 10.12.1980. Zentralplatz: Stadtzentrum; Vogelsang: Jurahang.

Weiter ist der starke Konzentrationsabfall um 12 Uhr bemerkenswert, mit anschliessend recht tiefen Werten bis gegen 18 Uhr.

Schliesslich ist am Abend im Stadtzentrum erneut eine Zunahme zu beobachten, die Hangstation verbleibt dagegen bei tiefen Werten. Ein ähnlicher Verlauf ist am frühen Morgen zu beobachten (00–06 Uhr), während dieser Zeit treten aber bei der Station Vogelsang kurzzeitige Spitzen auf, die z. T. fast das Niveau des Stadtzentrums erreichen.

Windfelder

Der 10.12.1980 zeigte eine ausgeprägte thermische Gliederung in der Vertikalen mit einer fast neutralen Schicht bis etwa 350 m ü. Gr. und einer starken Temperaturinversion darüber. Die Winde unterhalb der Inversion, die wohl vollständig vom synoptischen Wind entkoppelt waren, zeigten ausgeprägte Richtungswechsel (siehe Fig. 5.49.).

Am Morgen zwischen 06–08 Uhr ist ein ausgeprägter Kaltluftausfluss aus dem Vallon de St. Imier mit Windstärken von 5 m/s zu beobachten. Gleichzeitig sind wesentlich schwächere Hangabwinde (<1 m/s) bei Vogelsang festzustellen. Über der Stadt sind die Winde sehr schwach. Im Mittelland herrscht eine Bisenströmung mit Windstärken von 1–1,5 m/s.

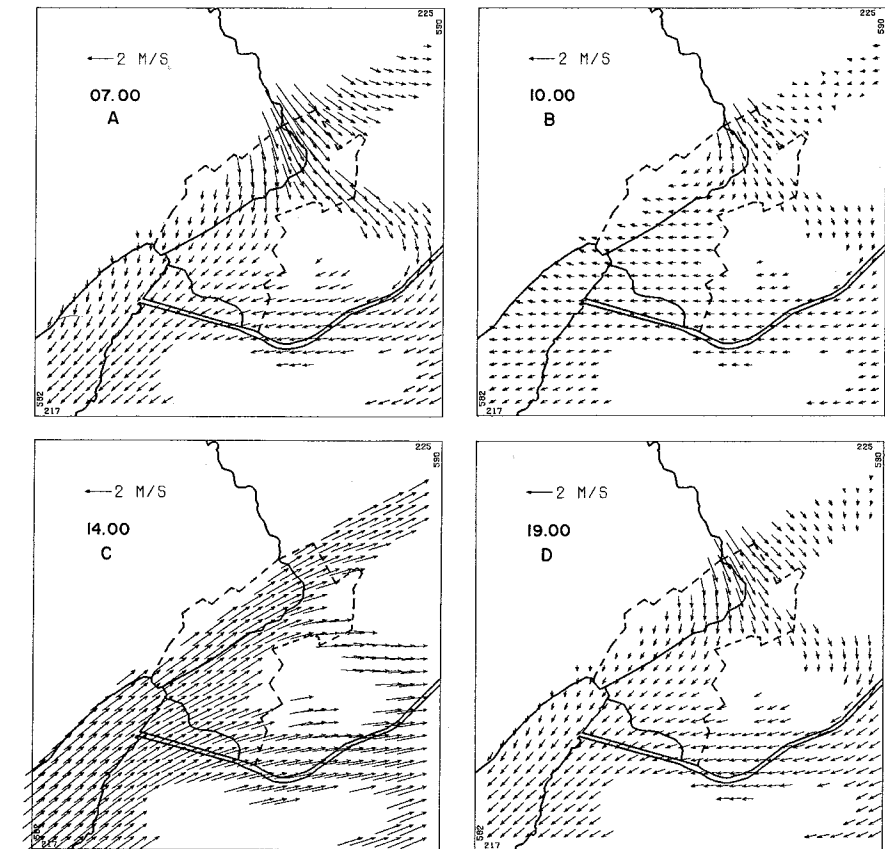


Fig. 5.49. Abfolge der Windfelder am 10.12. 1980, Schicht 0–25 m ü. Gr., 07, 10, 13 und 19 Uhr.

Zwischen 09 und 11 Uhr ist an der Hangstation ein schwacher, aber deutlich ausgeprägter Hangaufwind aus dem Sektor SE bis E auszumachen. Der Kaltluftausfluss, obwohl leicht abgeschwächt, dauert noch immer an. Generell sind die Winde etwas schwächer geworden, es herrscht aber nach wie vor Bise. Die Änderung der Windrichtung am Hang dürfte der entscheidende Faktor für die Erklärung der Konzentrationspitze in Figur 5.48. sein.

Zwischen 12 und 14 Uhr ändert das Windfeld vollständig. Es setzt sich für kurze Zeit eine kräftige SW-Strömung ($u = 2-3$ m/s auf 10 m ü.Gr.) durch. Sie ist für den raschen Abfall der Konzentrationen verantwortlich. Allerdings ist hier eine Einschränkung zu machen. Die Konzentrationsabnahme beginnt bereits um 10 Uhr am Morgen. Die Windmesser in der Ebene zeigen jedoch alle das Einsetzen des SW-Windes um 12 Uhr und zwar sehr schlagartig. Nur bei der Station Vogelsang setzt der SW-Wind etwa um 11.30 Uhr ein. Dies deutet darauf hin, dass in der Höhe die SW-Winde bereits vor 12 Uhr auftraten. Daten dazu fehlen jedoch. Im Modell wurde angenommen, dass bereits ab 10 Uhr oberhalb einer bodennahen Schicht von 50 m Mächtigkeit die Winde bereits auf SW gedreht haben. Die Obergrenze der bodennahen Schicht wurde dabei parallel zum Terrain gewählt. Am Hang treten also nach wie vor Aufwinde von geringer Mächtigkeit auf. Ab 11 Uhr wurde diese Schicht auf 25 m reduziert.

Am Abend ab 17 Uhr stellt sich schliesslich wieder ein ähnliches Windfeld wie am Morgen ein.

Konzentrationsverteilungen

Die Änderung des Windfeldes während des Tages hat einen entscheidenden Einfluss auf die zu beobachtenden Schadstoffkonzentrationen. Das Partikeltrajektorienmodell erlaubt eine Simulation der zeitlichen Entwicklung der dreidimensionalen Schadstoffverteilung im Untersuchungsgebiet. Während der interessierenden Zeitspanne von 05 bis 19 Uhr werden rund 20'000 Partikel in die Modellatmosphäre abgegeben und deren Weg verfolgt. Die Berechnung der Konzentrationsfelder erfolgt alle 1/2 Stunden für 8 Modellschichten in einem Gitternetz mit 250 m horizontaler Maschenweite.

Eine Auswahl von Resultaten dieser Berechnungen sind in der Figur 5.50. (Schicht 0–25 m ü. Grund) und Figur 5.51. (Schicht 50–100 m ü. Grund) zusammengestellt.

Um 07 Uhr ist im Lee der Stadt eine ausgeprägte Schadstofffahne zu beobachten, die deutlich gegen das SE-Ufer des Bielersees abgedrängt ist. Dies ist auf die Hangabwinde zurückzuführen, die vor allem im Lee der Stadt am nordseitigen Bielerseeufer lufthygienisch wirksam sind. Im Bereich der Stadt ist die Wirkung der Hangabwinde jedoch gering. Sie führen zu einer leichten Reduktion der Werte im Hangbereich. Für eine entschei-

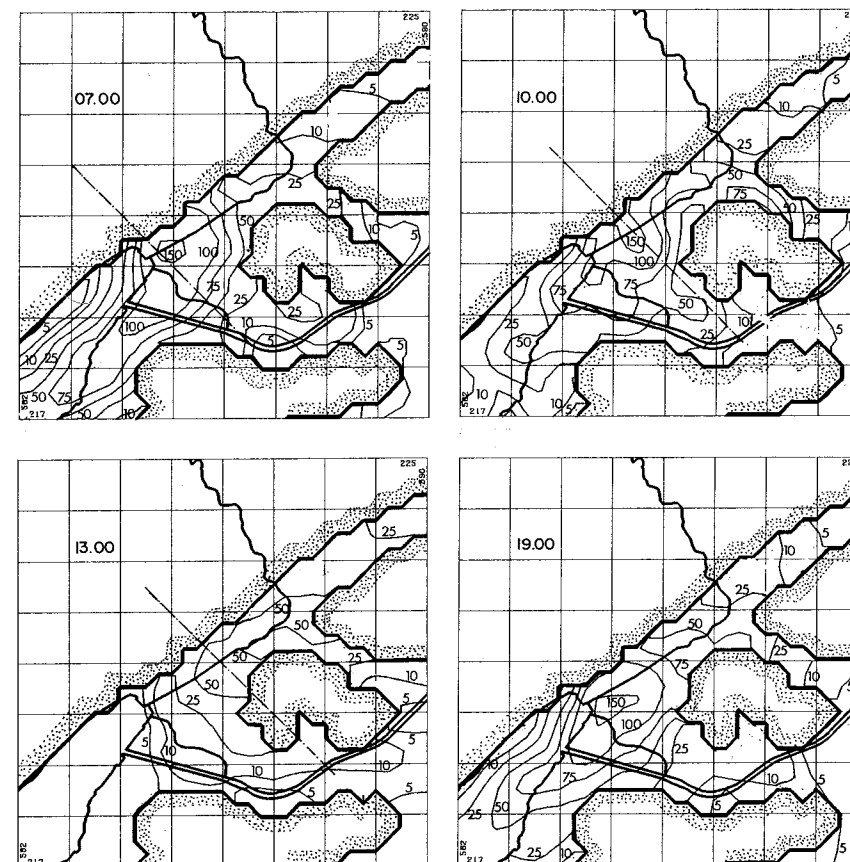


Fig. 5.50. SO_2 -Konzentrationen am 10.12.1980, Schicht 0–25 m ü. Gr., 4 Zeitpunkte, Werte in $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

dende Luftqualitätsverbesserung bis in das Stadtzentrum hinein sind die Hangabwinde jedoch zu schwach. Im Bereich des Taubenlochausgangs reichen demgegenüber die Windgeschwindigkeiten aus, um zu einer deutlichen Reduktion der Belastung zu führen. Man vergleiche in Figur 5.50. die Lage der 25 und 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ Isolinien zu den Zeitpunkten 07 und 10 Uhr. Um 10 Uhr sind, bei wesentlich reduzierter Geschwindigkeit des Kaltluftausflusses, die Konzentrationen im Ostteil der Stadt mindestens doppelt so hoch wie um 07 Uhr.

Um 10 Uhr hat sich das Verteilungsmuster vollständig geändert. In der Bodenschicht (Figur 5.50.) wird die Konzentrationsverteilung diffus. Die Werte im Stadtzentrum sind vergleichbar mit denjenigen um 07 Uhr. Im Ostteil der Stadt sind sie wesentlich höher, im Westen dagegen geringer. Es ist keine gut ausgebildete Leefahne mehr vorhanden. In der Senke der Dietschimatt auf der Längholzseite (Koord. 587.500 / 221.500) treten recht hohe Konzentrationen auf. Der Taubenlochwind drängt die Schadstoffe gegen das Längholz, vermag diese jedoch nicht mehr rasch genug wegzuführen.

Der Unterschied zwischen den Situationen um 07 und 10 Uhr wird bei Betrachtung der höheren Schicht (Figur 5.51.) noch stärker akzentuiert. Am Hang treten nun Konzentrationswerte auf, die diejenigen des Stadtzentrums deutlich übertreffen. Die hohen Konzentrationen sind bis weit den Hang hinauf zu beobachten. Man kann davon ausgehen, dass im ganzen Hangbereich zwischen dem Taubenlochausgang und der Grenze des Untersuchungsgebiets mit hohen Konzentrationen zu rechnen ist, die ihr Maximum auf 100 bis 300 m ü. Grund erreichen.

Um 13 Uhr, eine Stunde nach Einsetzen der kräftigen Südwestwinde am Boden, sind die Konzentrationswerte drastisch gesunken, vor allem in den höheren Schichten. Die Zeit zwischen 12 und 17 Uhr stellt eine Periode guter Durchlüftung dar. Sie vermag die Konzentrationen wegen der geringen räumlichen Ausdehnung der Stadt sehr effektiv und rasch zu senken. Auch der Umstand, dass vorher die Schadstoffe mehrheitlich in die entgegengesetzte Richtung transportiert wurden und nun wieder Richtung Stadt fließen, kann an dieser Aussage wenig ändern. Die durch diesen Rücktransport verursachte Erhöhung der Vorbelastung fällt kaum ins Gewicht.

Schliesslich stellt sich am Abend um 19 Uhr ein ähnliches Muster wie um 07 Uhr ein. Vergleicht man diese beiden Zeitpunkte, so sind die Konzentrationen um 19 Uhr leicht erhöht. Dies zum einen wegen der etwas erhöhten Emission, zum andern jedoch wegen der kleineren Windgeschwindigkeiten um 19 Uhr. Diese führen vor allem in den höheren Schichten zu einer gegenüber 07 Uhr beträchtlich erhöhten Konzentration. Dies ein Hinweis darauf, dass mit abnehmender Windgeschwindigkeit die Schornsteinüberhöhung wächst und die vertikale Komponente gegenüber der horizontalen an Bedeutung gewinnt.

Die Analyse dieses einzelnen Tages zeigt sehr deutlich, dass das Windfeld die Zeitreihe des Konzentrationsverlaufs ganz wesentlich bestimmt.

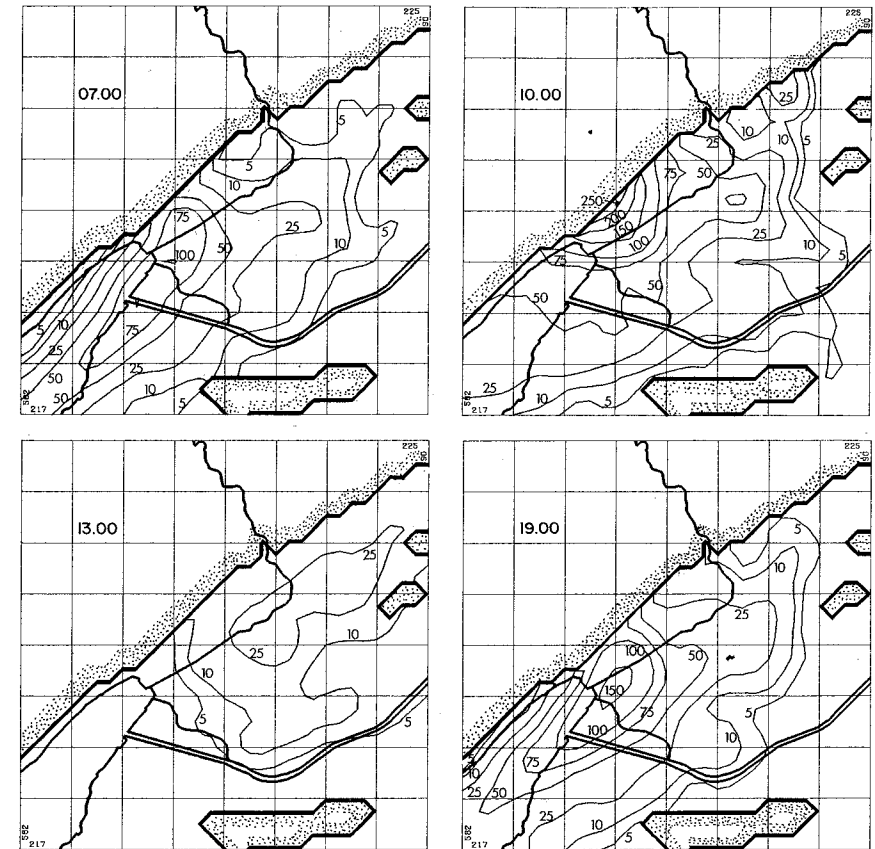


Fig. 5.51. SO₂-Konzentrationen am 10.12.1980, Schicht 50–100 m ü. Gr., 4 Zeitpunkte, Werte in µg/m³.

Insbesondere im Hangbereich zeigen bereits geringfügige Richtungsänderungen eine grosse Wirkung. Der Auf- und Abbau der Konzentrationsspitzen im Hangbereich erfolgt in Zeiträumen von weniger als 1 Stunde. Die Spitzen im Konzentrationsverlauf der Station Vogelsang zwischen 00 und 07 Uhr (Figur 5.48.) werden ebenfalls durch kurzzeitige Winde aus den Sektoren E bis S verursacht, die z.T. nur 1/2 Stunde dauern, aber sehr deutlich in den Windaufzeichnungen nachzuweisen sind.

Die Vertikalprofile der Konzentrationen für die 3 interessierenden Zeitpunkte 07, 10 und 13 Uhr sind in der Figur 5.52. zu finden. Die Lage der

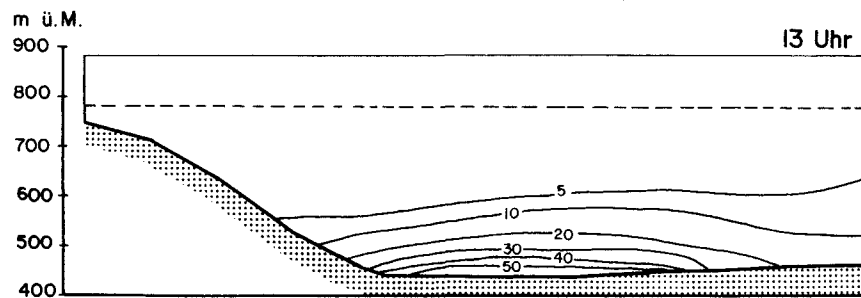
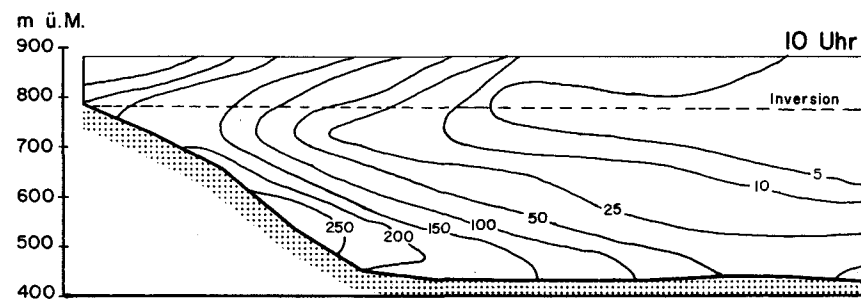
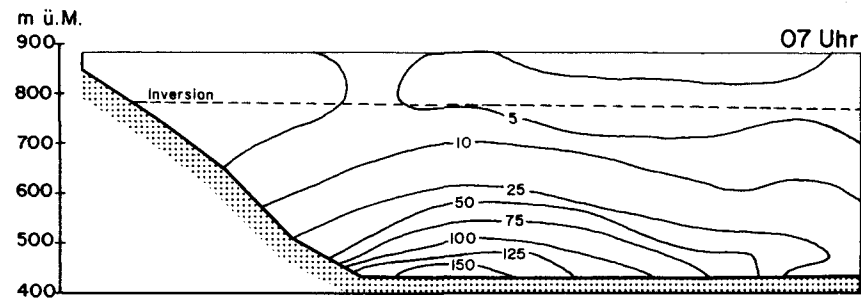


Fig. 5.52. Vertikalprofile der SO_2 -Konzentrationen am 10. 12. 1980, Zeitpunkte 07, 10, 13 Uhr. (Für die Lage der Profilachsen siehe Figur 5.50.).

Profilachsen ist der Figur 5.50. zu entnehmen. Sehr deutlich ist die Verschiebung und Aufwölbung der Isolinien um 10 Uhr zu erkennen. Die Schadstoffe werden zu diesem Zeitpunkt gewissermassen gegen den Hang gedrückt und müssen gegen oben ausweichen. Das Abbiegen der Isolinien ab 750 m ü. Meer wird durch Windkomponenten verursacht, die vom Hang wegzeigen. Sie müssen aus Kontinuitätsgründen angenommen werden, da nicht anzunehmen ist, dass die Hangaufwinde die kräftige Inversion zu durchstossen vermögen. Dies bedeutet jedoch, dass die Hangaufwinde sehr direkt und in hohen Konzentrationen Schadstoffe in die Höheninversion transportieren, wo sie wahrscheinlich gefangen bleiben.

Um 13 Uhr ist die starke Abnahme der Konzentrationen, vor allem in den höheren Schichten, bemerkenswert. Sie wird durch die kräftigen Winde verursacht. Erst in Distanzen von mehreren Kilometern von der Stadt erreichen die Schadstoffe grössere Höhen.

Der Figur 5.53. ist schliesslich der Vergleich der gemessenen und berechneten Werte für die kritische Zeitspanne von 06 bis 14 Uhr zu entnehmen. Die Übereinstimmung zwischen Modell und Realität ist sehr gut. Zwei Punkte sind dabei zu berücksichtigen:

- Die Vorbelastung der Luft ist im Modell nicht miteinbezogen. Die Modellwerte müssten aus diesem Grund um ungefähr $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ angehoben

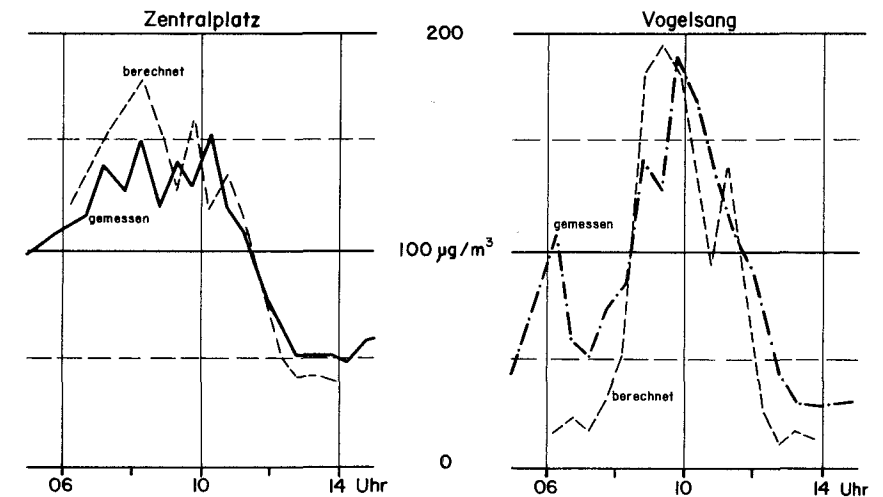


Fig. 5.53. Vergleich Modell-Realität, 10. 12. 1980, 06 bis 14 Uhr. Gemessene und berechnete SO_2 -Konzentrationen.

werden. Damit ergäbe sich um 14 Uhr eine in etwa korrekte Wiedergabe der Konzentrationen. Die Spitzenwerte werden vom Modell leicht überschätzt.

- Der Wert von $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ um 06 Uhr bei der Station Vogelsang wird deshalb vom Modell nicht reproduziert, weil die kurzzeitige Südkomponente des Windes zwischen 05 und 06 Uhr in der Windfeldabfolge unberücksichtigt blieb.

Der Vergleich Modell-Realität zeigt, dass das Partikeltrajektorienmodell den Konzentrationsverlauf während ändernden Ausbreitungsbedingungen wie sie in komplexer Topographie häufig zu beobachten sind, wiederzugeben vermag. Allerdings muss die zeitliche Abfolge der Windfelder sehr genau bekannt sein. Die Analyse der Wind- und Turbulenzfelder ist deshalb wesentlich aufwendiger als die Berechnung der Konzentrationsfelder. Diese Aussage unterstreicht ein Grundprinzip der Ausbreitungsrechnung, das oft missachtet wird, dass nämlich ein guter Modelloutput immer auch einen guten Modellinput voraussetzt.

Literatur

- Arya, S. P. S., 1984: Parametric relations for the atmospheric boundary layer. *Bound.-Layer Meteor.*, 30, 57–73.
- Davis, P. A., 1983: Markov chain simulations of vertical dispersion from elevated sources into the neutral planetary boundary layer. *Bound.-Layer Meteor.*, 26, 335–376.
- Filliger, P., 1986: Die Ausbreitung von Luftschadstoffen – Modelle und ihre Anwendung in der Region Biel. *Geographica Bernensia* G 14.
- Hall, C. D., 1975: The simulation of particle motion in the atmosphere by a numerical random-walk model. *Quart. J.R. Met. Soc.*, 101, 235–244.
- Hanna, S. R., 1979: A statistical diffusion model for use with variable wind fields. In: 4. Symp. on Turb., Diffusion and Air Pollution, Reno, Nev., AMS, Boston, 15–18.
- Hanna, S. R., 1982: Applications in air pollution modeling. In: *Atmospheric Turbulence and Air Pollution Modeling*, (Hrsg.: F.T.M. Nieuwstadt und H. Van Dop), D. Reidel, Dordrecht, 275–310.
- Legg, B. J., und M. R. Raupach, 1982: Markov-chain simulation of particle dispersion in inhomogeneous flows: the mean drift velocity induced by a gradient in Eulerian velocity variance. *Bound.-Layer Meteor.*, 24, 3–13.
- Ley, A. J., 1982: A random walk simulation of two-dimensional turbulent diffusion in the neutral surface layer. *Atmos. Environ.*, 16, 2799–2808.

- McNider, R. T., M. D. Moran und R. A. Pielke, 1988: Influence of diurnal and inertial boundary-layer oscillations on long-range dispersion. *Atmos. Environ.*, 22, 2445–2462.
- McRae, G. J., W. R. Goodin und J. H. Seinfeld, 1979: Development of a second-generation airshed model for photochemical air pollution. In: 4. Symp. on Turb., Diffusion and Air Pollution, Reno, Nev., AMS, Boston, 389–396.
- Pasquill, F. und F. B. Smith, 1983: *Atmospheric diffusion*. 3rd edition, Wiley & Sons, New York.
- Reid, J. D., 1979: Markov chain simulations of vertical dispersion in the neutral surface layer for surface and elevated releases. *Bound.-Layer Meteor.*, 16, 3–22.
- Stull, R. B., 1988: *An Introduction to Boundary Layer Meteorology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Taylor, G. I., 1921: Diffusion by continuous movements. *Proc. London Math. Soc.*, Ser. 2, 196–212.
- Wanner, H., P. Berlincourt und R. Rickli, 1982: Klima und Lufthygiene der Region Biel – Gedanken und erste Resultate einer interdisziplinären Studie. *Geographica Helvetica*, 4, 215–224.
- Wilson, J. D., B. J. Legg und D. J. Thomson, 1983: Calculation of particle trajectories in the presence of a gradient in turbulent velocity variance. *Bound.-Layer Meteor.*, 27, 163–169.

6. Auswirkungen auf Pflanzen (Baumflechten)

6.1. Flechten als Bioindikatoren der Luftverschmutzung in der Region Biel-Seeland: Kalibrierte Flechtenindikationsmethode und Passives Biomonitoring

MARTIN URECH / ROLF HERZIG / LUZIUS LIEBENDÖRFER /
KLAUS AMMANN

Summary

Two bioindication-methods based on tree-inhabiting lichens were developed in the Biel area and tested at numerous immission measuring stations in the Swiss Basin.

The calibrated lichen indication method has been adjusted with different important, technically measured immission data in Biel and Basin. This method allows quantitative conclusions concerning overall atmospheric pollution. The calibrated lichen indication method was used to establish a total immission inventory with five pollution levels for the entire Biel area.

By means of multi-element analyses, Passive Biomonitoring with the folious lichen *Hypogymia physodes* allows quantitative and qualitative conclusions about the composition and amount of important active pollutants. These pollutants accumulate easily on *Hypogymia physodes*.

Together, these two bioindication methods constitute an integrated biological system of measurement that can be used to formulate detailed statements about general atmospheric pollution and individual pollutants.

Résumé

Deux méthodes de bioindication réalisées avec des lichens des arbres, ont été vérifiées à de nombreuses stations de mesure d'immissions situées sur le plateau Suisse.

La méthode calibrée d'indication biologique avec des lichens, a été étalonnée avec divers paramètres importants d'immission mesurés de manière technique, ceci à Bienne ainsi que sur l'ensemble du plateau Suisse. Ces paramètres permettent de

formuler des conclusions quantitatives fiables quant à la pollution atmosphérique totale. Grâce à la méthode calibrée d'indication biologique avec des lichens, un cadastre de la pollution atmosphérique totale a été établi pour la région Bienne-Seeland.

Le «biomonitoring» passif avec le lichen folié *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl., permet, à l'aide d'analyses multi-élémentaires, de formuler des conclusions quantitatives et qualitatives quant au type et à la quantité d'importants polluants impliqués: ceux-ci sont aisément capturés par la surface de l'*Hypogymnia physodes*.

Les deux méthodes d'indication biologiques forment ensemble un système de mesure biologique intégré, qui permet d'une part de faire des déclarations détaillées concernant la pollution atmosphérique totale et d'autre part des déclarations spécifiques pour divers polluants.

Zusammenfassung

Zwei Bioindikationsmethoden mit baumbewohnenden Flechten wurden in der Region Biel-Seeland entwickelt und an zahlreichen Immissions-Messstationen im Schweizer Mittelland überprüft.

Die Kalibrierte Flechtenindikationsmethode wurde mit verschiedenen wichtigen, technisch gemessenen Immissionsparametern sowohl in Biel wie im Mittelland geeicht. Sie ermöglicht gesicherte quantitative Rückschlüsse auf die Gesamtbelastung der Luft. Anhand der Kalibrierten Flechtenindikationsmethode wurde für die Region Biel-Seeland ein flächendeckender fünfstufiger Kataster der lufthygienischen Gesamtbelastung erstellt.

Das Passive Biomonitoring mit der Blattflechte *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. ermöglicht anhand von Multielementanalysen quantitative und qualitative Rückschlüsse auf Art und Menge wichtiger einwirkender Schadstoffe: *Hypogymnia physodes* weist gute Fangeigenschaften für wichtige Luftschadstoffe auf.

Die beiden Bioindikationsmethoden bilden zusammen ein Integriertes Biologisches Messsystem, welches sowohl detaillierte Aussagen zur lufthygienischen Gesamtbelastung wie auch einzelschadstoffbezogene Aussagen ermöglicht.

6.1.1. Einleitung

Baumbewohnende Flechten gelten schon seit Jahrzehnten als geeignete Bioindikatoren der Luftverschmutzung (Hawksworth 1971, LeBlanc et al. 1970). Sie reagieren auf geringe Mengen von Luftschadstoffen: Sie werden geschädigt und können in der Folge absterben. Die Erfassung dieser Reaktion ermöglicht Rückschlüsse auf die Immissionsituation in den untersuchten Gebieten.

Ziel unserer Arbeiten mit Flechten war einerseits die Entwicklung einer möglichst einfachen, quantitativen Bioindikationsmethode, welche die grossflächige Erfassung der lufthygienischen Gesamtbelastung im Schweizer Mittelland ermöglicht (Herzig et al. 1985, 1986 und 1988; Liebendörfer et al. 1988; Urech et al. 1986 und 1988). Im Teilprojekt «Passives Biomonitoring» wurde zusätzlich die Frage geprüft, ob mittels Multielementanalysen in der Flechtenart *Hypogymnia physodes* differenziertere Aussagen über den Immissionstyp, sowie die vorherrschenden Einzelschadstoffe gemacht werden können (Herzig et al. 1988). Das Gesamtprojekt wurde im Rahmen des Nationalen Forschungsprogramms 14 («Lufthaushalt und Luftverschmutzung in der Schweiz») durchgeführt.

Die Bioindikationsmethoden wurden in einem ersten Schritt in der Region Biel-Seeland entwickelt und später dann einer Überprüfung im Schweizer Mittelland unterzogen. Die Region Biel-Seeland war für unsere Untersuchungen aus verschiedenen Gründen besonders geeignet: Die Stadt Biel liegt in einer Muldenlage, was für viele Städte des Schweizer Mittellandes typisch ist. Sie weist kleinräumig beachtliche Immissionsbelastungen auf; dies ermöglicht, innerhalb eines relativ kleinen Perimeters deutliche Belastungsgradienten aufzuzeigen. Zudem ist die Stadt Biel eine der lufthygienisch-klimatologisch bestuntersuchten Städte der Schweiz (Filliger 1986, Berlincourt 1988, Rickli 1988).

Weltweit wurden schon in vielen Städten Untersuchungen der Luftqualität mit baumbewohnenden Flechten durchgeführt. Meist wurde der vielerorts dominierende Schadstoff SO_2 als wichtigster Schadfaktor der Flechtenvegetation angesehen. Im Laborversuch und durch emittentenbezogene Untersuchungen wurde aber auf die Schadwirkungen weiterer Immissionskomponenten wie Stickstoffdioxid NO_2 (Nash 1976), Ozon O_3 (Nash 1979), Peroxiacetylnitrat PAN (Sigal et al. 1979), Stäube (Jürging 1975), Fluoride (Clerc et al. 1980), Chloride (Jürging 1975), Schwermetalle wie

6.1.3. Kalibrierte Flechtenindikationsmethode

Material und Methode

Als Basis für die Methodenentwicklung wählten wir die IAP-Methode (Index of Atmospheric Purity), welche aus verschiedenen Flechten-Parametern einen numerischen Luftgütwert berechnet (LeBlanc et al. 1970).

Hauptziel der Methodenentwicklung in der Region Biel-Seeland war die Evaluation des geeignetsten IAP-Berechnungsmodells und die Kalibration der Methode mit wichtigen Luftschadstoffen anhand des geländedifferenzierten Immissions-Messnetzes des Stadtchemikeramtes der Stadt Biel. Die Stationen dieses Messnetzes sind in Abbildung 6.5. mit schwarzen Punkten dargestellt. Das Messnetz liefert Immissionsdaten der 8 Schadstoffe SO_2 , NO_3^- , Cl^- (Absorptionsmessgeräte nach Liesegang, 14tägige Messungen), Staubbiederschlag nach Bergerhoff (Monatswerte), sowie Pb, Cu, Zn und Cd aus dem Staubbiederschlag (Jahreswerte). Zum Vergleich mit den Flechtendaten wurden Jahresmittelwerte dieser Schadstoffe verwendet.

Die Flechtendaten wurden an je 10 Trägerbäumen im Umkreis um jede Immissions-Messstation mithilfe eines speziell entwickelten 10-feldrigen Frequenzgitters erfasst (Abb. 6.3.). Die Auswahl der Trägerbäume erfolgte nach streng standardisierten Kriterien. Neben allgemeinen Daten zu Umgebung und Trägerbaum wurde für jede der insgesamt 54 Flechtenarten die Parameter Frequenz F, Deckung C (cover), Vitalität V und Schädigung S erhoben. Nach der Datenerhebung wurde aufgrund von über 500 Feldaufnahmen der Toxizitätsfaktor Q berechnet.

In Anlehnung an verschiedene bisher gebräuchliche IAP-Formeln verwendeten wir folgende Gesamtformel, welche alle Flechtenparameter miteinander verknüpft (LeBlanc et al. 1970, Kunze 1972, John 1981):

$$\text{IAP} = \sum_{i=1}^n \frac{Q_i \times C_i \times F_i}{V_i \times S_i}$$

n = Anzahl Flechten eines Trägerbaums

Σ = Aufsummierung über die an einem Standort vorhandenen Flechtenarten i.

Diese Gesamtformel ist so aufgebaut, dass hohe IAP-Werte dort resultieren, wo viele Flechten in gesundem Zustand vorkommen, und umgekehrt.

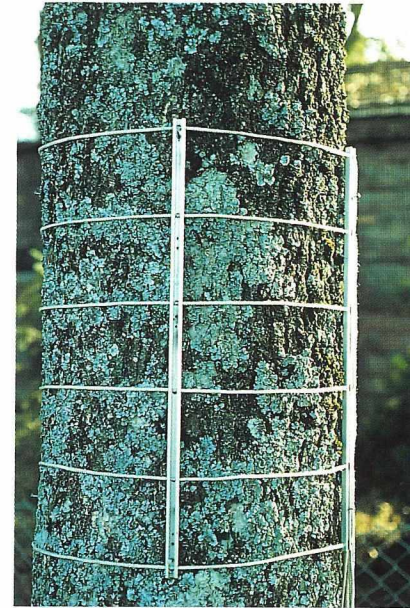


Abb. 6.3. Baum in Aussenbezirk von Biel, dicht mit Flechten bewachsen.

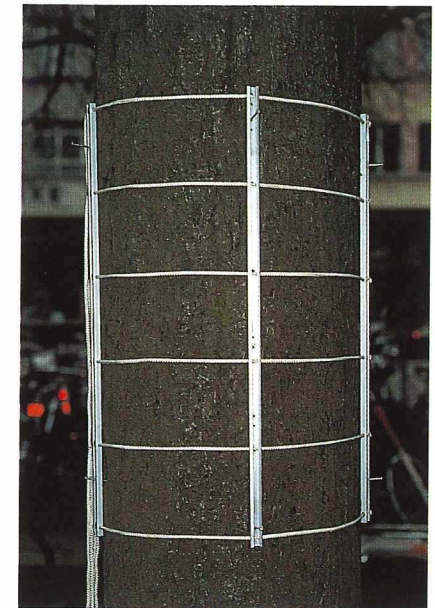


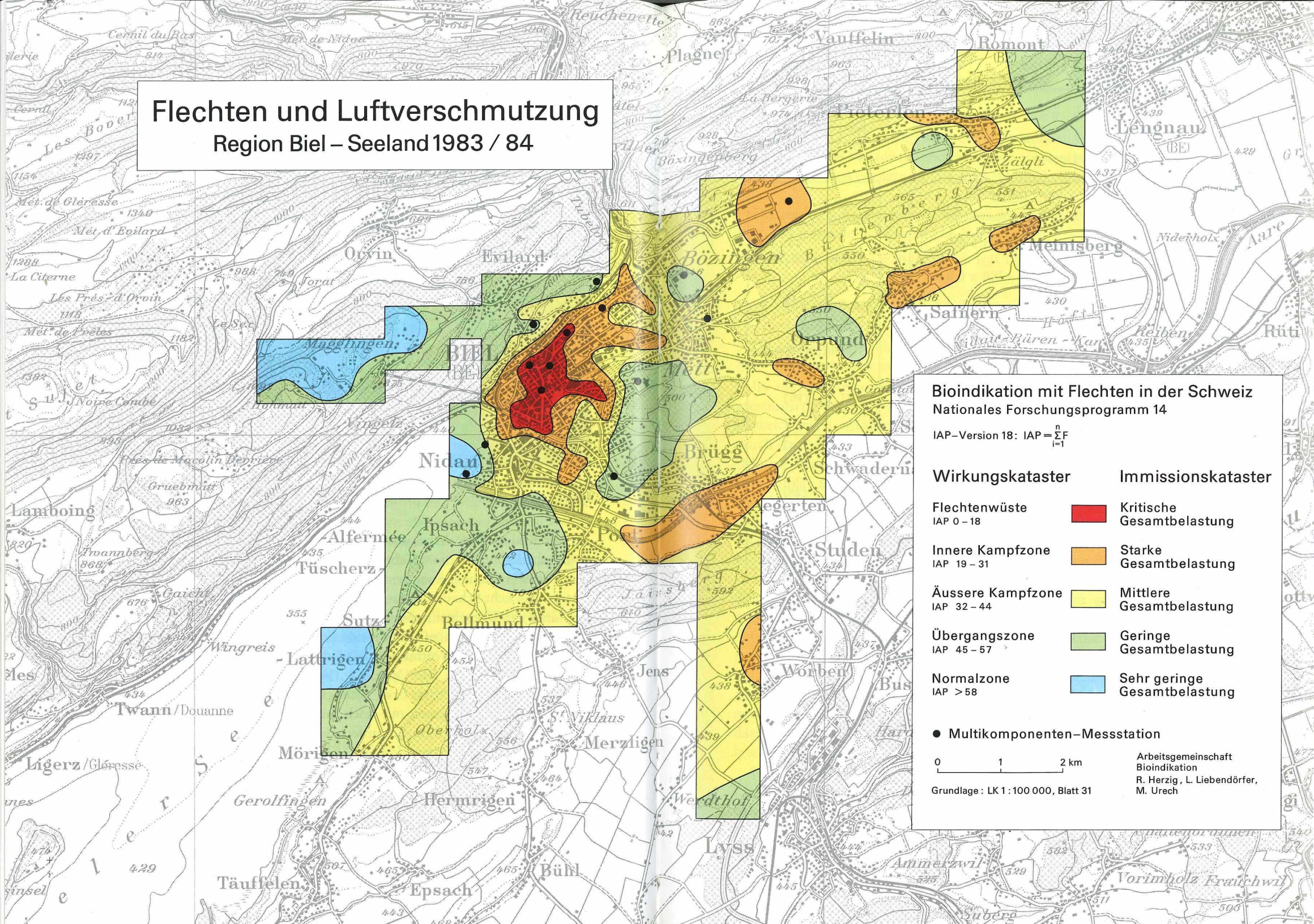
Abb. 6.4. Baum im Stadtzentrum, ohne jeglichen Flechtenbewuchs.

Dem Konzept der Methoden-Evaluation liegt nun folgende Fragestellung zugrunde: Welche Flechtenparameter in welcher mathematischen Kombination vermögen am besten die technisch gemessene Immissionssituation von acht Schadstoff-Parametern an 14 Stationen zu widerspiegeln? Der Grad der Übereinstimmung zwischen Flechtendaten und Immissionsdaten führt schliesslich zur Kalibration der Methode.

Für das Evaluationsverfahren wurden 20 verschiedene Versionen von IAP-Formeln definiert: Die Option A (Versionen 1 bis 10) berücksichtigt alle 54 aufgetretenen Arten bzw. Artengruppen, die Option B (Versionen 11 bis 20) rechnet hingegen nur noch mit einem reduzierten Satz von 40 Arten (Fig. 6.2.). In Option B wurden diejenigen Arten eliminiert, welche gemäss Verbreitungskarten dem IAP-Konzept entgegenlaufen, also dort vermehrt auftreten, wo die Luftbelastung hoch ist, oder welche keine Differenzierung im Verbreitungsmuster besitzen (Ubiquisten).

Abb. 6.5. (Seiten 288 + 289) Wirkungs- und Gesamtimmisionskataster der Region Biel-Seeland mittels Kalibrierter Flechtenindikationsmethode.

Flechten und Luftverschmutzung Region Biel – Seeland 1983 / 84



Bioindikation mit Flechten in der Schweiz
Nationales Forschungsprogramm 14

IAP-Version 18: $IAP = \sum_{i=1}^n F_i$

Wirkungskataster	Immissionskataster
Flechtenwüste IAP 0 – 18	■ Kritische Gesamtbelastung
Innere Kampfzone IAP 19 – 31	■ Starke Gesamtbelastung
Äussere Kampfzone IAP 32 – 44	■ Mittlere Gesamtbelastung
Übergangszzone IAP 45 – 57	■ Geringe Gesamtbelastung
Normalzone IAP > 58	■ Sehr geringe Gesamtbelastung

● Multikomponenten-Messstation

0 1 2 km

Grundlage: LK 1 : 100 000, Blatt 31

Arbeitsgemeinschaft Bioindikation
R. Herzig, L. Liebendörfer, M. Urech

FLECHTEN

Verschiedene IAP-Versionen:

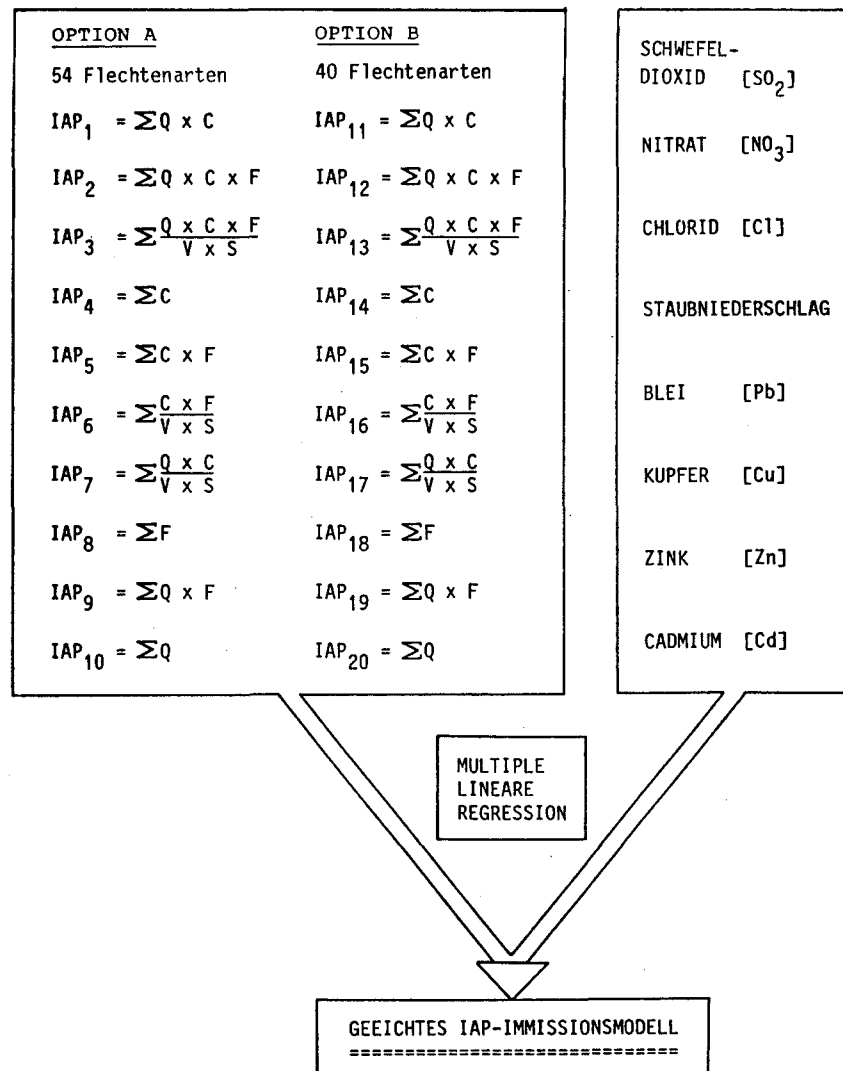


Fig. 6.2. Multivariates Evaluations- und Kalibrationsverfahren der IAP-Methode.

Der simultane Vergleich zwischen Flechtendaten, berechnet nach jeweils einer der 20 IAP-Versionen, und den 8 gemessenen Immissionsparametern an 13 Messstellen erfolgte mittels einer multiplen linearen Regressionsanalyse.

Das multiple Regressionsmodell, das der statistischen Analyse zugrunde liegt, hat folgende mathematische Form:

$$IAP_j = b_0 + b_1[SO_2] + b_2[NO_3] + b_3[Cl] + b_4[SNS] + b_5[Pb] + b_6[Cu] + b_7[Zn] + b_8[Cd] + E_j$$

IAP_j : IAP-Mittelwert der Messstation j, nach einer von 20 IAP-Versionen berechnet

SNS: Staubbiederschlag

E_j : Fehlervariable oder Schätzfehler (Residuum)

Im multidimensionalen Raum errechnet das Modell die partiellen Regressionskoeffizienten b_0 bis b_8 so, dass die Summe der quadratischen Abweichungen zwischen den tatsächlich gemessenen IAP-Werten und den durch das Modell bestimmten Schätzwerten des IAP möglichst klein wird (Minimierung des quadratischen Residuums). Die Interpretation der Modelle erfolgt anhand der folgenden statistischen Parameter: Bestimmtheitsmass R^2 , deskriptive Sicherheitsschwelle dSS der Globalhypothese, Standardabweichungen der Regressionskoeffizienten (Flury et al. 1983). Die Methode wurde in einem zweiten Schritt an insgesamt 19 Immissions-Messstationen im Schweizer Mittelland (zwei Stationen in benachbarten Gebieten Süddeutschlands und eine Station im Fürstentum Liechtenstein) überprüft (Fig. 6.3.). Diese Stationen sind alle mit gesetzeskonformen Messgeräten ausgerüstet, die es erlauben, kontinuierliche Konzentrationsdaten der Schadstoffe SO₂, NO, NO₂ und O₃ zu erfassen. Zum Vergleich mit den Flechtendaten wurden auch hier Jahresmittelwerte verwendet.

Im Umkreis um jede Messstation wurden je 20 Bäume untersucht. Die Auswahl der Trägerbäume und die Erhebung der Flechtendaten erfolgten nach den gleichen Kriterien wie in der Region Biel-Seeland. Diese Flechtendaten wurden wiederum mittels einer multiplen linearen Regressionsanalyse mit den technisch gemessenen Immissionsdaten verglichen.

Gleichzeitig mit der Untersuchung der Bieler Messstationen wurde die baumbewohnende Flechtenvegetation der Region Biel-Seeland flächendeckend untersucht. Die Datenerhebung erfolgte anhand der Kalibrierten Flechtenindikationsmethode an über 500 Bäumen.

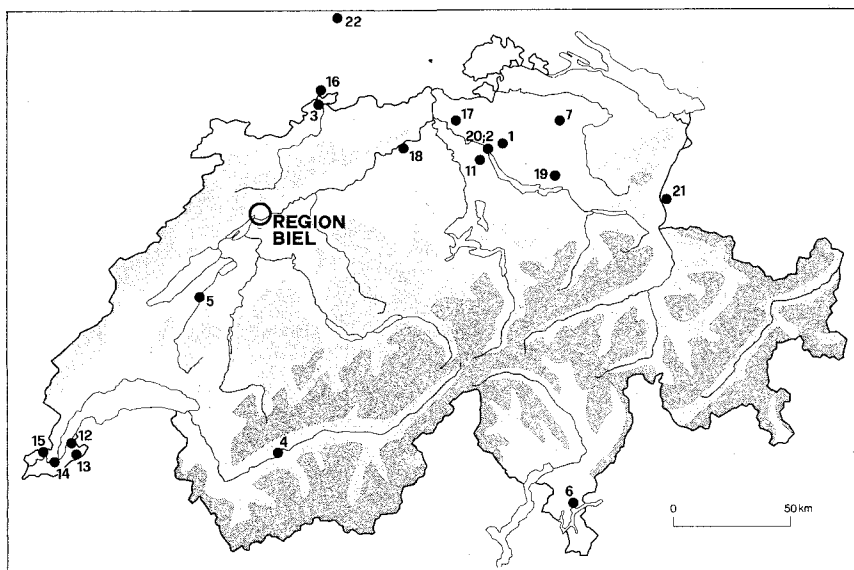


Fig. 6.3. Region Biel und Mittellandstationen: 1 Dübendorf NABEL (ZH); 2 Zürich-NABEL (ZH); 3 Basel-NABEL (BS); 4 Sion-NABEL (VS); 5 Payerne-NABEL (VD); 6 Lugano-NABEL (TI); 7 Tänikon-NABEL (TG); 11 Birmensdorf EAFV (ZH); 12 Anières (GE); 13 Jussy (GE); 14 Meyrin (GE); 15 Ste. Clotilde-Genève (GE); 16 Weil am Rhein (BRD); 17 Lägeren-NFP14+ (AG); 18 Aarau Kantonschule (AG); 19 Bachtel-Ost (ZH); 20 Stampfenbachstrasse-Zürich (ZH); 21 Schaanwald (FL); 22 Freiburg im Breisgau (BRD).

Resultate

Die Methodenentwicklung in der Region Biel-Seeland ergab folgende Resultate:

Als bestes Berechnungsmodell konnte anhand der statistischen Analyse das Modell $IAP18 = \sum F$ evaluiert werden (Fig. 6.2.).

Die Regressionsanalyse ergab eine sehr hohe Übereinstimmung zwischen den Flechtendaten, berechnet nach dem Modell $IAP18 = \sum F$, und den technischen Immissionsdaten der 8 Schadstoffe. Das Modell weist ein Bestimmtheitsmass von $R^2 = 0.98$ und eine deskriptive Sicherheitsschwelle von $dSS = 0.4\%$ auf. Auch andere Modelle weisen eine beachtliche stati-

stische Güte auf; am schlechtesten abgeschnitten haben die IAP-Versionen, welche jeweils vier oder fünf Flechtenparameter berücksichtigen.

Die hohe Modellgüte kann auch graphisch anhand der Residuenanalyse dargestellt werden (Fig. 6.4.). Der Graph der Residuenanalyse zeigt die multiple Korrelation zwischen den im Gelände gemessenen IAP18-Stationswerten (Actual Value) und den modellmässig aus den Immissionsvariablen berechneten IAP18-Werten (Predicted Value) an 13 Stationen. Es zeigt sich eine sehr geringe Abweichung zwischen Winkelhalbierender (ideale Modellgerade, strichpunktierte Linie) und Regressionsgerade (ausgezogene Linie), sowie eine kleine Streuung der Realisierungen um die Modellgerade.

Durch die hohe statistische Übereinstimmung des Modells IAP18 mit den gemessenen Immissionsparametern ist auch die Kalibration der Flechtenindikationsmethode gegeben. Das IAP-Modell weist eine ausgezeichnete Güte der IAP-Wert-Schätzung auf: 98% der Variabilität der IAP-Werte können allein aufgrund der acht Immissionsvariablen erklärt werden.

Von Interesse war nun zu prüfen, ob auch weniger als acht Immissionsvariablen den IAP18-Wert noch mit guter Präzision erklären können.

Figur 6.5. zeigt den Verlauf des Bestimmtheitsmasses R^2 bei schrittweisem Ausschluss von jeweils einer Variable. Ein deutlicher abfallender Knick in der Kurve ergibt sich bei Ausschluss von fünf Variablen. Das kann dahin gedeutet werden, dass mindestens vier Variablen (SO_2 , NO_3 , Staub, Cd) ins Modell einfließen müssen, um eine vernünftige statistische Güte zu garantieren. Dieses Modell ist in Figur 6.6. dargestellt ($R^2 = 0.93$, $dSS = 0.01\%$). Teilmodelle mit anderen Kombinationen von vier Schadstoffen führen aber zu fast identischen Ergebnissen.

Werden die Schadstoffvariablen weiter reduziert, so sinkt die Modellgüte unter ein statistisch annehmbares Mass. So weist das beste aller Modelle mit nur zwei Variablen, nämlich das Modell mit SO_2 und Staubbiederschlag, nur noch ein Bestimmtheitsmass von $R^2 = 0.75$ bei einer dSS von 0.01% auf, was auch graphisch deutlich sichtbar wird (Fig. 6.7.).

Die Methodenüberprüfung im Schweizer Mittelland ergab ebenfalls eine hohe Übereinstimmung zwischen den Flechtendaten und den gesetzeskonformen Immissions-Konzentrationsdaten der Schadstoffe SO_2 , NO , NO_2 und O_3 : Das Bestimmtheitsmass R^2 beträgt 0.92 bei einer dSS von 0.01% (Fig. 6.8.).

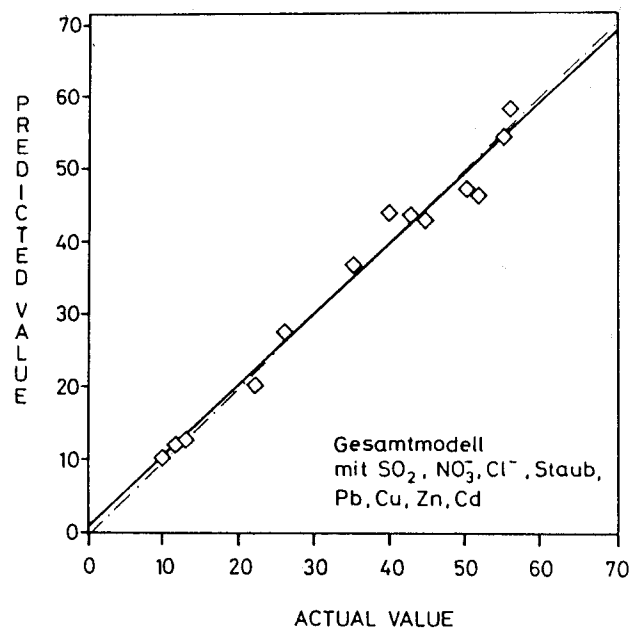


Fig. 6.4. Regressionsmodell mit acht Schadstoffen an 13 Stationen (strichpunktierte Linie: Winkelhalbierende; ausgezogene Linie: Modellgerade).

Das Regressionsmodell und durchgeführte Hauptkomponentenanalysen zeigen, dass auch Ozon, trotz meist gegenläufiger räumlicher Verteilung im Vergleich mit primären Schadstoffen, bei der Erklärung der Flechtenschädigung mitwirken kann.

Allein aufgrund dieser Modellrechnungen darf aber nicht auf die Bedeutung von Ozon oder anderer Einzelkomponenten als Flechtenschadstoffe geschlossen werden; die Bedeutung einzelner Faktoren kann nie abschließend aufgrund von Regressionsanalysen bewertet werden. Eine Interpretation bedarf den Zuzug von schadstoffspezifischen Versuchen, insbesondere von Begasungsexperimenten. Vom Standpunkt der Wirkungsforschung aus erscheint jedoch die isolierte Betrachtung von Einzelschadstoffen in Räumen, wo Gemische verschiedenster Komponenten vorliegen, als wenig sinnvoll, währenddem zum Nachweis von Grenzwertüberschreitungen ein selektives Vorgehen unumgänglich ist.

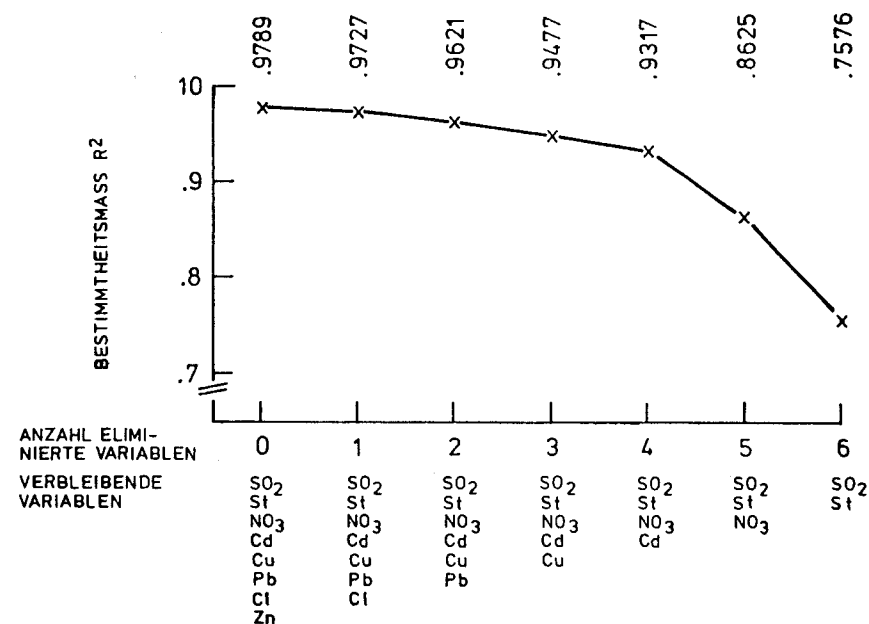


Fig. 6.5. Schrittweise Elimination von Schadstoffvariablen aus dem Regressionsmodell: Verlauf des Bestimmtheitsmasses.

Wirkungs- und Gesamtmissionskataster der Region Biel-Seeland

Parallel zur Untersuchung der Messstationen der Stadt Biel erfolgte eine flächendeckende Untersuchung der Flechtenvegetation an über 500 Bäumen in der ganzen Region Biel-Seeland. Für jeden Baum wurde der Gesamtbelastungsindikator IAP18 bestimmt und pro geographisch homogene Raumeinheit IAP18-Mittelwerte über jeweils sechs Bäume gebildet. Diese Werte wurden in fünf Klassen unterteilt. Die Klassenbreite beträgt eine Standardabweichung der IAP18-Mittelwerte aller Raumeinheiten, die unterste und oberste Klasse sind offen.

Die Benennung der fünf Flechtenzonen wurde in Anlehnung an die gängige Literatur (Beschel 1958, Gilbert 1976) vorgenommen. Aufgrund der verschiedenen Definitionen dürfen jedoch die von uns angeführten Zonen nicht direkt mit gleichlautenden Zonen anderer Autoren verglichen

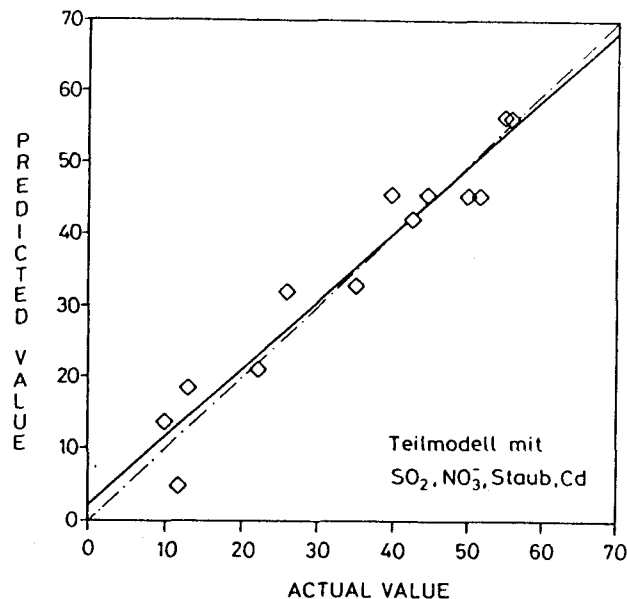


Fig. 6.6. Regressionsmodell mit vier Schadstoffvariablen an 13 Stationen: das beste Vierfaktorenmodell.

werden. Folgende Zonen, geordnet nach zunehmendem Flechtenbewuchs, wurden unterschieden (Abb.6.5.):

- Flechtenwüste
- Innere Kampfzone
- Äussere Kampfzone
- Übergangzone
- Normalzone

So konnte für die Region Biel-Seeland eine fünfstufige Zonenkarte erstellt werden. Damit liegt einerseits ein Flechtenwirkungskataster vor, andererseits aber, dank der Kalibration der Methode mit technischen Immissionsdaten, ein Gesamtimmisionskataster; jeder Zone des Wirkungskatasters wird eine Zone der Gesamtbelastung zugeordnet. Die in der Methodenüberprüfung untersuchten Mittellandstationen konnten ebenfalls den fünf

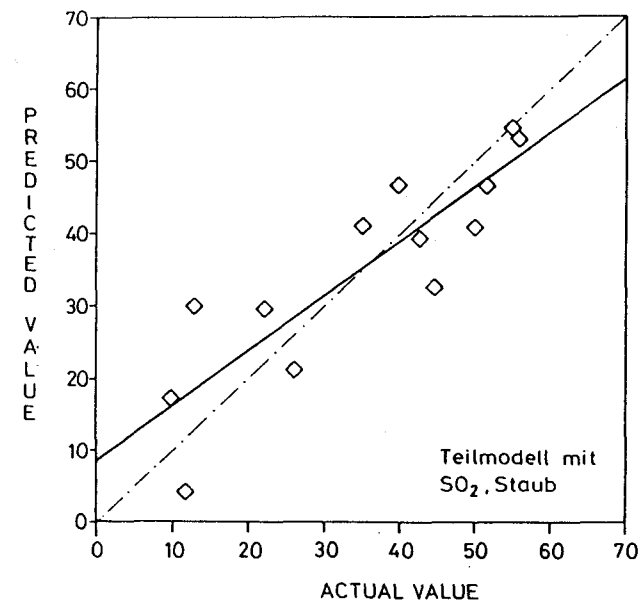


Fig. 6.7. Regressionsmodell mit zwei Schadstoffvariablen an 13 Stationen: das beste Zweifaktorenmodell.

Zonen zugeordnet werden. Mit Hilfe der an den untersuchten Messstationen vorliegenden gesetzeskonformen Immissions-Konzentrationsmessungen können die einzelnen Zonen des Gesamtimmisionskatasters in bezug auf mögliche Grenzwertüberschreitungen, wie sie in der Luftreinhalteverordnung 86 (LRV) definiert sind (EDI 1986), interpretiert werden.

Die Zone der Flechtenwüste entspricht der «Kritischen Gesamtbelastung». Sie bezeichnet Gebiete, in denen Jahresmittelwerte und Kurzzeitwerte (95 % Percentile) der Primärschadstoffe SO₂ und NO₂ und teilweise anderer gesetzlich limitierter Schadstoffe mit höchster Wahrscheinlichkeit über den LRV-Grenzwerten liegen.

Auch in der Inneren Kampfzone, die der Zone «Starke Gesamtbelastung» entspricht, müssen Grenzwertüberschreitungen von Schadstoffen angenommen werden. Zentral ist aber die Aussage, dass die Gesamtheit der anwesenden Schadstoffe, inklusive allfälliger synergistischer Effekte, in die-

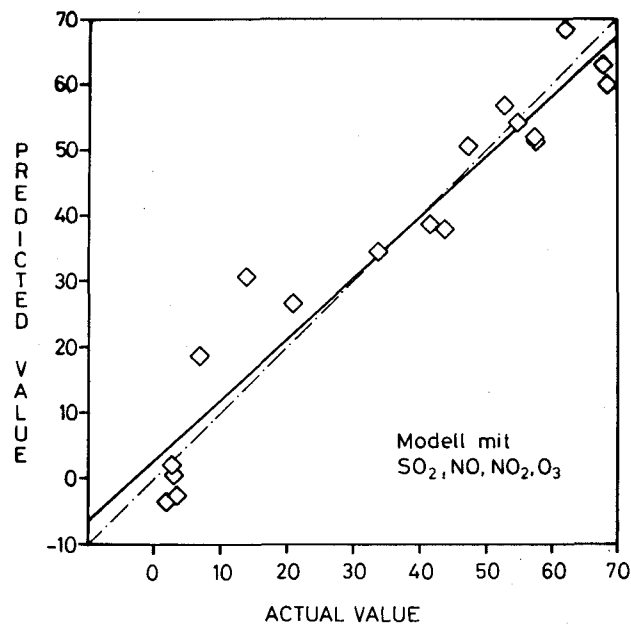


Fig. 6.8. Regressionsmodell mit vier Schadstoffvariablen an 18 Stationen.

sen beiden stark belasteten Zonen ein gefährliches Ausmass angenommen hat.

Betrachten wir den Gesamtimmissionskataster der Region Biel-Seeland (Abb. 6.5.), so sehen wir, dass die Zone der Kritischen Gesamtbelastung grössere Teile der Bieler Innenstadt bedeckt. Die nachfolgende Zone mit Starker Gesamtbelastung umspannt einerseits in einem Gürtel die Flechtenwüste, findet sich aber andererseits auch an verschiedenen Orten weit ausserhalb der Stadt, so im Industriegebiet Bözingenmoos/Allmend, im Aegertenmoos, und in verschiedenen Dorfkernen (Worben, Aegerten, Orpund, Safnern, Meinisberg, Pieterlen) östlich von Biel.

Die Äussere Kampfzone, welche der Zone «Mittlere Gesamtbelastung» entspricht, repräsentiert Gebiete, in denen Grenzwertüberschreitungen noch nicht ganz ausgeschlossen werden können. Grosse Gebiete der Region Biel-Seeland sind dieser Zone zuzuordnen; dies deutet auf eine nicht ver-

nachlässigbare lufthygienische Vorbelastung weiter Teile des Untersuchungsgebietes hin.

Vor dem Ausgang der Taubenlochschlucht erfolgt ein abrupter Wechsel von einer Starken zu einer Mittleren Gesamtbelastung. Dies steht in Übereinstimmung mit den klimatologischen Untersuchungen, welche auf eine starke Beeinflussung dieses Raumes durch den nächtlichen Kaltluftabfluss aus den Juratälern (Taubenlochwind) hindeuten (Kapitel 3).

Die Übergangzone konvergiert mit der Zone «Geringe Gesamtbelastung». Hier ist die Wahrscheinlichkeit von Grenzwertüberschreitungen von Primärschadstoffen sehr gering. Die Normalzone schliesslich ist identisch mit der Zone «Sehr geringe Gesamtbelastung». In dieser Zone sind Grenzwertüberschreitungen von Primärschadstoffen nicht mehr zu erwarten.

In der Region Biel-Seeland finden wir diese lufthygienisch bevorzugten Gebiete vor allem im Westen der Stadt, insbesondere die Normalzone, welche sich nur in Höhenlagen und am Seeufer westlich und südlich von Biel findet. Die Übergangzone umschliesst einerseits die Normalzone, zeigt sich andererseits auch im Gebiet Längholz/Chräjenberg und in verschiedenen anderen Flecken (zum Teil als kleinräumige Gunstzonen).

Als lufthygienisches Problemgebiet, welches nicht weiter durch Emissionen und Immissionen belastet werden sollte, muss auf jeden Fall die Zone Kritischer Gesamtbelastung in der Stadt Biel bezeichnet werden: In diesem Gebiet sind die LRV-Grenzwerte der Primärschadstoffe mit höchster Wahrscheinlichkeit überschritten. Aber auch die Gebiete mit einer Starken Gesamtbelastung müssen noch als potentielle Problemgebiete angesehen werden, auch hier sind Grenzwertüberschreitungen noch zu erwarten. Die vorgesehenen zusätzlichen Immissionsmessungen (Konzentrationsmessungen von SO₂, NO₂, O₃ und anderen Stoffen) können diese Aussagen absichern und punktuell die genauen Immissionen der Einzelschadstoffe in ihrem zeitlichen Verlauf aufzeigen.

Die Zuordnung der Mittellandstationen zum Gesamtimmissionskataster (Fig. 6.9.) ergibt, dass in allen untersuchten Grossstädten der Schweiz kritische Gesamtbelastungen auftreten. Sämtliche fünf in der Region Biel-Seeland postulierten Belastungszonen konnten im Mittelland und den angrenzenden Gebieten ebenfalls nachgewiesen werden.

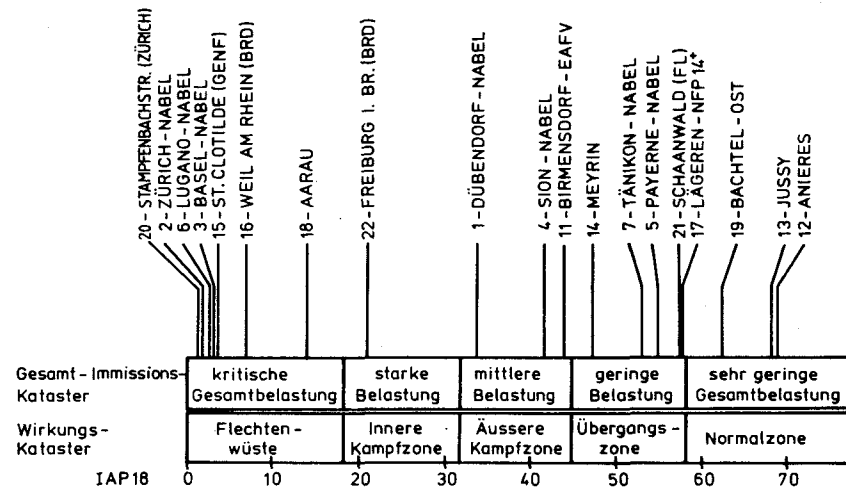


Fig. 6.9. Zuordnung der Mittellandstationen (mit Stationsnummern, vgl. Abb. 6.5.) zu Wirkungs- und Gesamtimmisionskatastern.

Schlussfolgerungen zur Kalibrierten Flechtenindikationsmethode

Die Entwicklung der Kalibrierten Flechtenindikationsmethode in der Region Biel-Seeland und deren Überprüfung im Schweizer Mittelland lassen folgende Schlüsse zu:

- Dank der hohen Übereinstimmung der Flechtendaten mit den technischen Immissionsdaten – sowohl mit Absorptions- und Depositionsdaten wie auch mit gasförmigen Konzentrationsdaten – kann mit der neu entwickelten Methode nicht nur eine Aussage über die Wirkung der Luftverschmutzung auf Flechten abgeleitet werden, sondern eine quantitative Aussage über die lufthygienische Gesamtbelastung getroffen werden.
- Die innerhalb dieser Studie entwickelte Methode der Frequenzählung über 40 potentieller Flechtenarten ermöglicht die Berechnung eines integralen Luftgütewertes (IAP18), welcher die Gesamtbelastung der Luft mit hoher Präzision zu charakterisieren vermag. Wir nennen die Methode Kalibrierte Flechtenindikationsmethode; sie basiert auf dem Gesamtbelastungsindikator IAP18.

- Flechten reagieren nicht spezifisch auf einzelne Schadstoffkomponenten in der Luft, sondern registrieren die integrative Schädigung eines Gemisches von verschiedenen biologisch relevanten Schadstoffen. Die lufthygienische Gesamtbelastung kann somit anhand der entwickelten Methode genau quantifiziert werden. Art und Menge einzelner einwirkender Schadstoffe kann jedoch nicht bestimmt werden, diese Information muss von technischen Messgeräten oder spezifischen Bioindikatoren geliefert werden.
- Der regressionsanalytische Vergleich zwischen Flechtendaten und Immissionsdaten zeigt eine hohe Koinzidenz auf, stellt für sich allein aber keinen Kausalbeweis für die Schädigung der Flechten dar. Unzählige Laborexperimente und emittentenbezogene Untersuchungen haben jedoch zeigen können, dass alle in dieser Studie beigezogenen Immissionsparameter für Flechten potentiell schädigend sein können (vgl. Kapitel 6.1.1.).

Anwendungsbereich der Kalibrierten Flechtenindikationsmethode

Die Kalibrierte Flechtenindikationsmethode kann dazu Hand bieten, lufthygienische Problemgebiete früh zu erkennen (Frühwarnsystem der Luftverschmutzung) und den momentanen Grad der Luftbelastung räumlich differenziert aufzuzeigen (Vorbelastung). Durch spätere Wiederholung von Flechtenerhebungen können Erfolgskontrollen nach emissionsmindernden Massnahmen durchgeführt werden. Der Gesamtimmisionskataster kann durch die integrative Anzeige die technische Messung einzelner Schadstoffe sinnvoll ergänzen und vermag unter anderem Hinweise zu liefern zur Standortwahl für technische Messgeräte.

Gerade für die moderne Raumplanung, welche zunehmend bestrebt ist, auch ökologische Kriterien in ihre Konzepte miteinzubeziehen, ist die Möglichkeit zur gesamtheitlichen Bewertung der lufthygienischen Schadstoffsituation von grosser Wichtigkeit. Dies ist nicht zuletzt von hohem humanmedizinisch-toxikologischem Wert: Flechtenzonen korrelieren signifikant mit den Häufigkeiten von Atemwegserkrankungen beim Menschen (Rabe et al. 1986), weisen also hohe Repräsentanz auf.

Das Aufzeigen der drastischen Wirkung der heutigen Luftverschmutzung auf Organismen kann dazu beitragen, die Akzeptanz in der Bevölkerung für emissionsmindernde Massnahmen zu erhöhen.

Auch für den Vollzug der Luftreinhalteverordnung LRV (EDI 1986) sind die raumbezogenen Belastungsaussagen des Gesamtimmissionskatasters von besonderem Wert.

6.1.4. Passives Biomonitoring

Die Kalibrierte Flechtenindikationsmethode ist geeignet zur Messung der lufthygienischen Gesamtbelastung, präzise Rückschlüsse auf wichtige vorherrschende Einzelschadstoffe sind nicht möglich. Um diese Interpretationslücke möglichst schliessen zu können, wurde das Teilprojekt Passives Biomonitoring durchgeführt: Multielementanalysen in einer ausgewählten Flechtenart können qualitative und quantitative Rückschlüsse auf Art und Menge der einwirkenden Einzelschadstoffe ermöglichen.

Dass sich im Elementgehalt der Pflanzen die Umwelt und insbesondere die Immissionseinflüsse in vielfältiger Weise widerspiegeln, gilt längst als belegt (Herzig et al. 1985 und 1988, Thomas 1985, Landolt et al. 1988). In zahlreichen Untersuchungen haben sich Moose und Flechten als besonders geeignete Speichermonitore für Schwermetalle und andere Schadstoffe herausgestellt (Rao et al. 1977, Lounamaa 1956). Als eine der bestuntersuchten Pflanzenarten bezüglich verschiedensten Immissionskomponenten (SO₂, NO_x, O₃, Staubniederschlag, Schwermetalle, Pestizide und andere Organoverbindungen) gilt die weit verbreitete Blatflechtenart *Hypogymnia physodes*, welche auch für unsere Untersuchungen ausgewählt wurde (Carlberg et al. 1983).

Von einer emittentenbezogenen Studie in Dänemark mit Transplantaten von *Hypogymnia physodes* (Aktives Monitoring) sind ausgezeichnete Korrelationsbeziehungen zu den gleichzeitig technisch gemessenen Depositionen für 7 wichtige Schwermetalle (Cd, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn) bekannt (Pilegaard 1979).

Ziel der vorliegenden Untersuchung war es zu prüfen, ob solch gute Korrelationsbeziehungen auch bei standortgerechtem, also nicht künstlich exponiertem Probenmaterial (Passives Monitoring) bestehen und ob sich die betreffende Biomonitor-Art zur quantitativen Analyse der räumlichen Spurenschubstanz-Immissionsmuster in der Schweiz eignet. Zusätzlich erfolgten umfangreiche methodische Abklärungen, deren Ergebnisse hier nicht präsentiert werden können.

Bei diesem Vorgehen stützen wir uns in theoretischer Hinsicht auf das «Dosis-Wirkungs-Indikatormodell», welches im Gegensatz zum «operationalistischen Indikatormodell» nebst Schadstoffkonzentrationen in der Umwelt und den festgestellten Wirkungsantworten im Monitororganismus auch die Aufnahme dieser Schadstoffe in den Organismus mitberücksichtigt und mittels korrelationsstatistischen Methoden untersucht (Pietsch 1979, Grüninger 1983, Herzig et al. 1988, Urech et al. 1988).

Methode

Pflanzenmaterial und Stichprobenkonzept:

Die Flechtenproben der Art *Hypogymnia physodes* (L.)Nyl. wurden je an denselben 10 Trägerbäumen im Umkreis der 14 Bieler Immissions-Messstationen und dem Standort Biel-Magglingen (End der Welt) entnommen, an denen auch die Luftqualitätsmessungen nach der Kalibrierten Flechtenindikationsmethode erfolgten. Pro Trägerbaum wurde nach Möglichkeit 1.0 g Flechtenmaterial bestehend aus Mischproben mehrerer Einzelpflanzen entnommen.

Der sehr gering belastete Waldstandort Forst-Neuenegg, westlich von Bern, wurde zur Abklärung der Hintergrundgehalte der einzelnen Elemente ebenfalls in die Untersuchung einbezogen. Das Bieler Probenmaterial wurde im Januar 1985 geerntet und umfasst 138 Einzelproben, was ein sehr dichtes biologisches Messnetz ergibt. Auf dieselbe Weise erfolgte 1986 die Probennahme in den Stationen des NABEL-Netzes sowie an der Station der EAFV. An den Mittellandstationen wurden insgesamt 40 Proben (5–8 Proben je Station) entnommen. Für die methodisch orientierte Zusatzstudie wurden 1987 an vier verschiedenen belasteten Standorten nochmals 118 Einzelproben entnommen.

Chemische Spurenanalyse:

Die Multielementanalysen erfolgten auf dem ICP-AES (Inductively Coupled Plasma Atomic-Emission Spectrophotometer) ARL 3580 der EAFV. In einem Analysengang konnten so gleichzeitig 21 wichtige Nähr- und Spurenelemente: Aluminium (Al), Bor (B), Calcium (Ca), Cadmium (Cd), Kobalt (Co), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Eisen (Fe), Kalium (K), Lithium (Li), Magnesium (Mg), Mangan (Mn), Molybdän (Mo), Natrium (Na), Nickel (Ni), Phosphor (P), Blei (Pb), anorganischer Schwefel (Sanor), Zinn

(Sn) und Zink (Zn) gemessen werden. Mittels HPLC (Hochleistungs-Flüssigchromatographie) konnten zusätzlich die Elemente Gesamtschwefel (Stotal, Schöniger-Verbrennung) und Chlorid (Cl) bestimmt werden. Die chemische Analytik erfolgte streng nach der Sanasilva-Methode, wie sie für die Nadelanalysen verwendet wurde (Landolt et al. 1988, Guecheva 1986).

Mit dieser umfassenden Elementuntersuchung werden sowohl pflanzentypische Makronährelemente (P, K, S, Ca, Mg), Mikronährelemente (Fe, Mn, Zn, Cu, Cl, B, Mo), wie auch phyto- oder humantoxische Elemente (Al, Pb, Cd, Cr, Ni) gleichzeitig erfasst. Besonders zu erwähnen ist die Tatsache, dass in der Pflanzenernährung beinahe jedes Element in zu hoher Konzentration toxisch wirken kann (Fink 1976).

Resultate

Elementgehalte und IAP18-Gesamtbelastungszonen:

Wohl wichtigste Frage jeder Multielementuntersuchung ist jene nach den relevanten Elementen, in diesem Falle also die Frage, welche Elemente überhaupt Gradienten, resp. Korrelationen zur Belastungssituation der Luft (ausgedrückt durch den Gesamtbelastungsindikator IAP18) aufweisen.

Der Vergleich aller gemessenen Elemente (Mittelwerte pro Station) mit den fünf IAP18-Zonen des Bieler Wirkungs- und Gesamtimmissionskatasters ist dargestellt in Tabelle 6.1., alle Angaben in ppm ($\mu\text{g/g}$ Trockengewicht).

In ihrem Verhalten lassen sich grob vier Gruppen von Elementen unterscheiden:

Gruppe 1: Als einziges Element weist Calcium (Ca) zunehmende Gehalte bei sinkender Gesamtbelastung, also bei steigenden IAP18-Werten, auf und ist damit positiv korreliert zum IAP18. Der Gradient über die fünf Belastungszonen ist gut ausgeprägt. In Gebieten der Zone Sehr geringe Gesamtbelastung (Normalzone) werden durchschnittlich 3.5 mal höhere Calciumwerte gefunden als in der Zone Kritische Gesamtbelastung (Flechtenwüste), wie Figur 6.10. zeigt.

Gruppe 2: Die Elementgruppe mit Pb, Fe, Cu, Cr, Gesamtschwefel, Zn und P weist bei sinkender Gesamtbelastung tiefere Elementge-

Tab. 6.1. Vergleich der mittleren Elementgehalte in ppm mit den fünf Zonen des Wirkungs- und Gesamtimmissionskatasters, getrennt nach Messungen Biel 1985 und NABEL 1986; Werte in Klammern siehe Text.

Gesamt-Immissions- Kataster		Wirkungs- Kataster					Background
		kritische Gesamtbelastung	starke Belastung	mittlere Belastung	geringe Belastung	sehr geringe Gesamtbelastung	
IAP18		Flechten- wüste	Innere Kampfzone	Aussere Kampfzone	Übergangs- zone	Normalzone	
		0	20	40	50	60	70
IAP18	Biel	11.47	24.05	40.51	53.1	69.8	
	NABEL	2.47		39.22	53.76		
Al	Biel	467	491	508	435	387	363
	NABEL	696		393	490		
B	Biel	3.58	4.95	3.29	3.36	5.19	4.03
	NABEL	7.23		6.09	8.78		
Ca	Biel	8470	14198	21279	30900	29395	25501
	NABEL	9928		19427	27362		
Cd	Biel	1.1	1.07	0.76	0.96	0.59	0.22
	NABEL	1.5			1.2	0.85	
Co	Biel	1.03	1.32 (1.05)	0.76	0.94	0.57	0.43
	NABEL	1.2		0.72	0.68		
Cr	Biel	7.2	12.56(6.98)	4.9	4.67	2.68	1.75
	NABEL	8.22	4.86	2.86			
Cu	Biel	31.05	23.02	16.96	13.05	9.67	4.29
	NABEL	34.31		15.88	9.35		
Fe	Biel	1916	1804	1157	975	590	480
	NABEL	2208		1231	734		
K	Biel	4538	4474	4455	4233	3216	3095
	NABEL	4908		4773	3853		
Li	Biel	0.9	0.9	0.75	0.72	0.44	0.26
	NABEL	1.23		0.71	0.75		
Mg	Biel	570	588	539	527	454	510
	NABEL	775		711	722		
Mn	Biel	28.1	48.68	31.97	34.67	21.57	35.5
	NABEL	38.06		34.62	40.71		
Mo	Biel	0.81	1.5	0.46	0.57	0.3	0.22
	NABEL	0.7		0.47	0.25		
Na	Biel	95	151	119	123	72	64
	NABEL	81		71	45		
Ni	Biel	2.49	5.95 (2.78)	2.2	2.78	1.38	0.87
	NABEL	2.95		1.15	1.23		
P	Biel	2573	2590	2238	2162	1044	1258
	NABEL	3290		2285	1487		
Pb	Biel	180	94	60	51	31	28
	NABEL	178		175 (54)	46		
Sanorg	Biel	1121	1022	1138	1074	994	681
	NABEL	1023		982	993		
Sn	Biel	6.61	6.31	7.08	6.21	4.79	4.67
	NABEL	3.75		1.75	1.84		
Zn	Biel	168	152	114	97	85	44
	NABEL	179		127	96		
Stotal	Biel	3404	3029	2161	2045	1547	830
	NABEL	1159	1123	986	1032	1143	1023
Cl	Biel	3	2	4	4	2	1
	NABEL	3		3	2		
Anzahl Stationen	Biel	17	13	37	32	19	3
	NABEL	17		11	11		

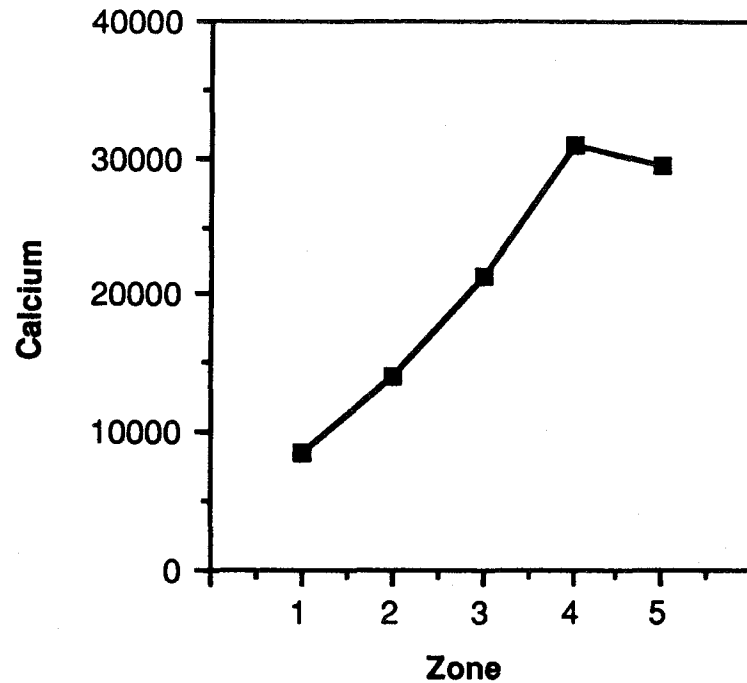


Fig. 6.10. Calcium-Gehalte in *Hypogymnia physodes* in den fünf Wirkungs- und Gesamtimmissionszonen mittels IAP18. Zone 1 = Flechtenwüste, resp. Kritische Gesamtbelastung, Zone 2 = Innere Kampfzone resp. Starke Gesamtbelastung, Zone 3 = Äussere Kampfzone resp. Mittlere Gesamtbelastung, Zone 4 = Übergangzone resp. Geringe Gesamtbelastung, Zone 5 = Normalzone resp. Sehr geringe Gesamtbelastung.

halte mit ebenfalls deutlichen Gradienten auf, womit die Elementgehalte mit dem IAP18 ebenfalls negativ korreliert sind. Die obengenannte Reihenfolge der Elemente entspricht gerade der Hierarchie der Belastungsgradienten in absteigender Reihenfolge. Blei wird in der Zone Sehr geringe Gesamtbelastung durchschnittlich 6 mal weniger gefunden als in der Zone Kritische Gesamtbelastung (Fig. 6.11.).

Gruppe 3: Die drei Elemente Li, Cd und Co weisen in der Zone Sehr geringe Gesamtbelastung zwar deutlich tiefere Elementgehalte

auf als in der Zone Kritische Gesamtbelastung, jedoch sind die Gradienten in Biel nicht streng kurvilinear. Im NABEL-Netz ergeben sich auch für Cd und Co kurvilineare Gradiente.

Gruppe 4: Die Elemente Al, B, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, Sn, Cl und anorganischer Schwefel zeigen keine klaren Gradienten zur Gesamtbelastungssituation. Im NABEL-Netz weisen auch die Elemente Na, Mo und Ni deutliche Gradienten zur Belastungssituation auf.

Für die Schwermetalle Co, Cr, Fe und Ni werden für Biel in der Zone Starke Gesamtbelastung höhere Elementgehalte festgestellt als in der lufthygienisch noch stärker belasteten Zone Kritische Gesamtbelastung. Eine Prüfung des Probenmaterials zeigt, dass die Bieler Messstation «Bözigenmoos», welche sich im direkten Einflussbereich einer Edelstahlgiesserei befindet, für diese erhöhten Werte in der Zone Starke Gesamtbelastung verantwortlich gemacht werden muss. Die Nichtberücksichtigung dieser Station erbringt für alle genannten Schwermetalle ein Absinken der Werte auf ein vernünftiges Mass (in Klammern gesetzte Werte in Tab. 6.1.).

Diese Abweichungen können folgendermassen interpretiert werden: Die festgestellten Gradienten von Einzelschadstoffen zur Gesamtbelastungssituation (gemessen mit dem Indikator IAP18) gelten für die «allgemeine Immissionsbelastung», die für weite Teile des Schweizer Mittellandes typisch ist. In Gebieten mit spezifischen Einzelemissionen, z. B. Kehrrichtverbrennungsanlagen und Giessereien, sind aber durchaus Abweichungen von diesem Verhalten zu erwarten. Gerade hier kann das Biomonitoring dazu beitragen, solche Spezialemissionen räumlich differenziert und sogar stoffbezogen zu identifizieren.

Die Rubrik «Background» in Tabelle 6.1. zeigt Gehalte, wie sie für die verwendete Biomonitor-Art für abgeschlossene Waldgebiete im Schweizer Mittelland gelten dürften. Ein Vergleich der Elementgehalte in der Zone der Kritischen Gesamtbelastung (Flechtenwüste) zwischen der Kleinstadt Biel und den drei Stadtstationen Zürich, Basel und Lugano des NABEL-Netzes weist für die immissionsökologisch relevanten Elemente Pb, Cd, Cu, Fe, Zn und Ca vergleichbare Werte auf. Dies deutet darauf hin, dass sich die Bieler Immissionsbelastung auch einzelstoffbezogen nur unwesentlich von jener grösserer Schweizer Städte unterscheidet.

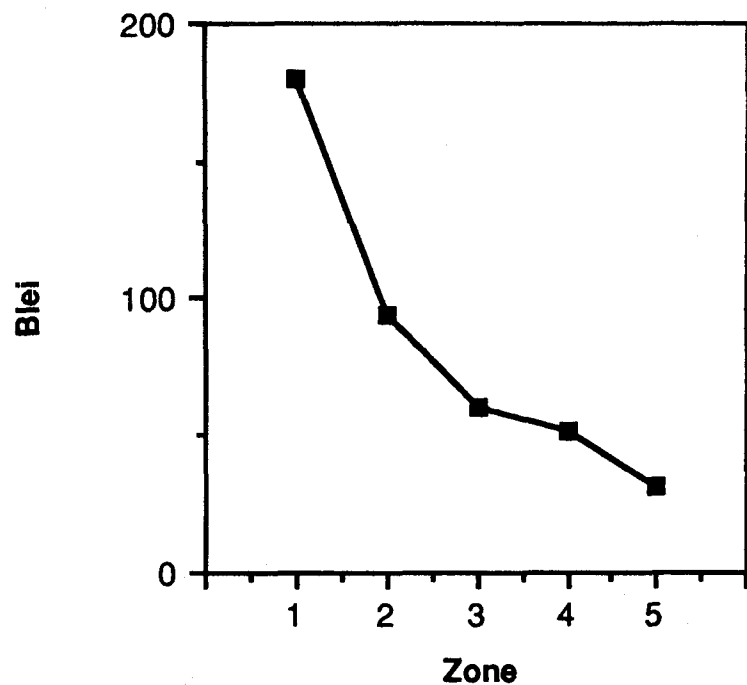


Fig. 6.11. Blei-Gehalte in Hypogymnia physodes in den fünf Wirkungs- und Gesamtbelastungszonen mittels IAP18. Zonenbenennung wie Fig. 6.10.

Elementgehalte und IAP18-Stationenmittelwerte:

Das Verhalten der Element-Gruppen 1 und 2 lässt erkennen, dass Korrelationsbeziehungen zwischen den Elementgehalten und den entsprechenden IAP18-Werten bestehen. Die univariate Korrelation der Messstationenmittel der IAP18-Werte mit den 21 Element-Mittelwerten liefert im Messnetz Biel für folgende Elemente signifikante Beziehungen (Tab. 6.2.): Die Korrelationen der Elemente Fe, Gesamtschwefel (Stotal), Ca und Pb sind gut und je hoch gesichert. Bei Vereinigung beider Datenkollektive (Biel, NABEL) resultieren zusätzlich für die folgenden Elemente signifikante Beziehungen zu den IAP18-Stationenmittelwerten: Al: -0.53^{**} , Cd: -0.65^{**} , Co: -0.64^{**} , Cr: -0.53^* , K: -0.52^* , Mg: -0.44^* .

Tab. 6.2. Korrelationen zwischen IAP18 und Elementgehalten von Hypogymnia physodes.

	Ca	Cu	Fe	Li	P	Pb	Zn	Cl	S total
IAP18	+0.87 ***	-0.78 **	-0.91 ***	-0.64 *	-0.54 *	-0.85 ***	-0.73 **	-0.59 *	-0.90 ***

(* = $0.05 > p > 0.01$, ** = $0.01 > p > 0.001$, *** = $p < 0.001$)

Das Blockdiagramm in Abbildung 6.6. veranschaulicht graphisch das Verhalten zwischen IAP18 und den Elementen Calcium, Gesamtschwefel, Eisen, Blei, Kupfer, Zink und Cadmium. Die Säulen in dieser relativen Darstellung wurden auf den Maximalwert jeder Variablen normiert.

Exemplarisch veranschaulichen Streudiagramme (Fig. 6.12. und 6.13.) für die beiden bestkorrelierenden Elemente Gesamtschwefel und Eisenge-

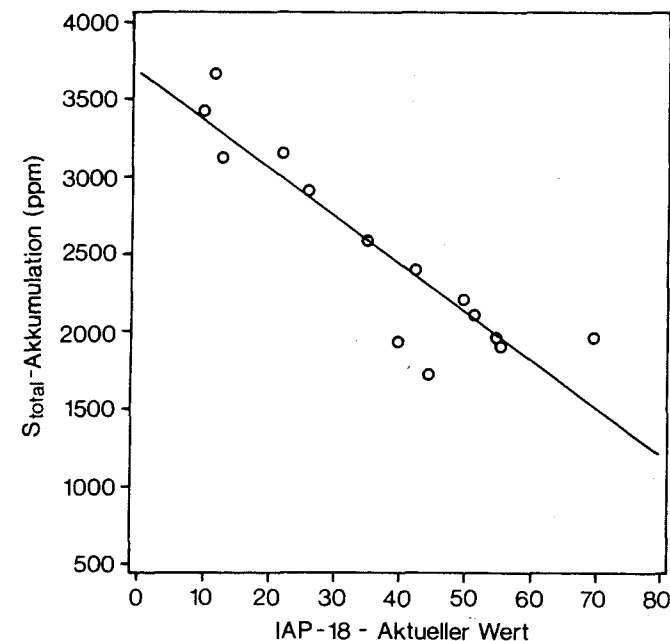


Fig. 6.12. Korrelationsbeziehungen zwischen Gesamtschwefelgehalt (Stotal) und Gesamtbelastungsindikator IAP18; Kollektiv Biel, Stationenmittelwerte.

halt den statistischen Zusammenhang zwischen den Messungen der Kalibrierten Flechtenindikationsmethode und dem neuentwickelten Biomonitoring. Die Elementgehalte wurden auch verglichen mit den technischen Luftmessdaten der Bieler Messstationen. Eisen erweist sich auch multivariat als gut korreliert zu diesen technischen Immissionsmessungen, jedoch belegen Vergleiche deutlich, dass der Luftgüteindikator IAP18 eine höhere Übereinstimmung mit den Bieler Luftmessdaten aufweist, also die Gesamtbelastung wesentlich präziser charakterisiert als der Eisengehalt. Die Ergebnisse stehen im Einklang mit der Literatur, wonach Eisen als mögliche Leitkomponente für die anthropogen bedingte Luftverschmutzung in Erwägung gezogen wird (Keller et al. 1986, Hallet et al. 1984).

Für die Elemente Gesamtschwefel, Ca, Cu, Pb, Zn, Li, P und Cl ergeben die multivariaten Vergleiche mit dem Bieler Luftschadstoffkollektiv ähnliche Verhältnisse wie beim Eisen. Auch hier stellt sich die IAP18-Messung zur Charakterisierung des Bieler Schadstoffkollektivs als die präzisere und robustere heraus.

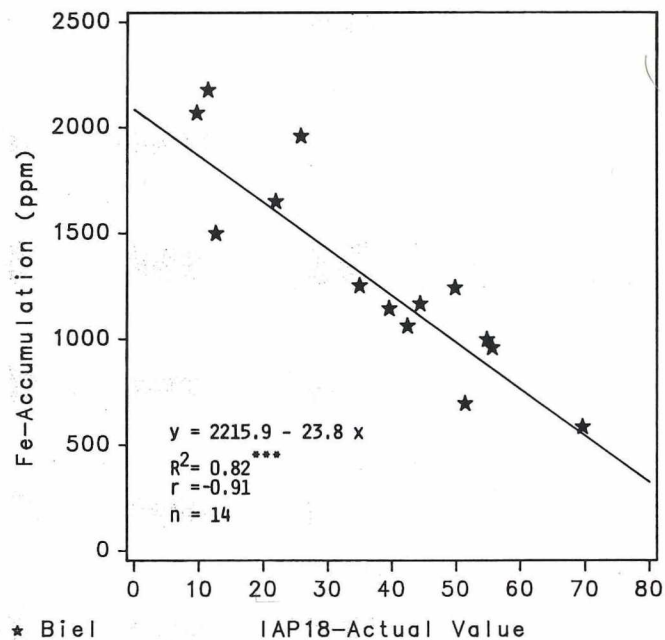


Fig. 6.13. Korrelationsbeziehung zwischen Eisengehalt (Fe) und Gesamtbelastungsindikator IAP18; Kollektiv Biel, Stationsmittelwerte.

Passives Biomonitoring mit *Hypogymnia physodes*

Biel-Seeland 1985

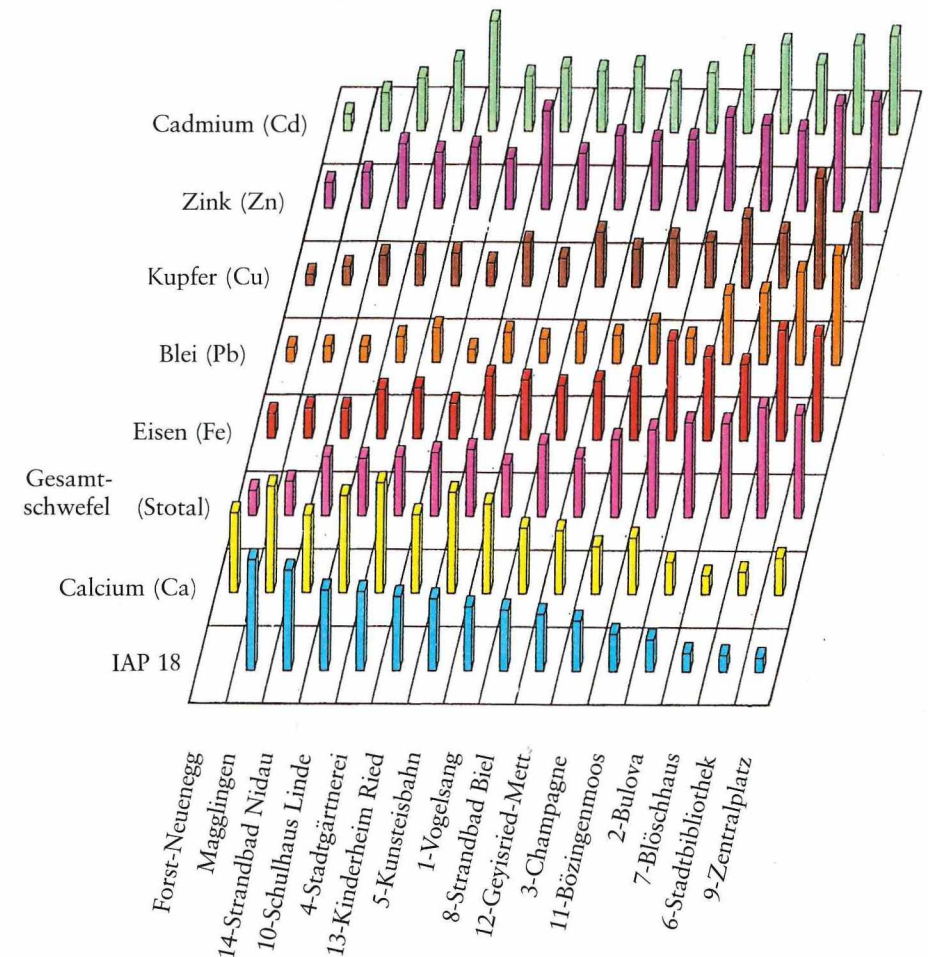
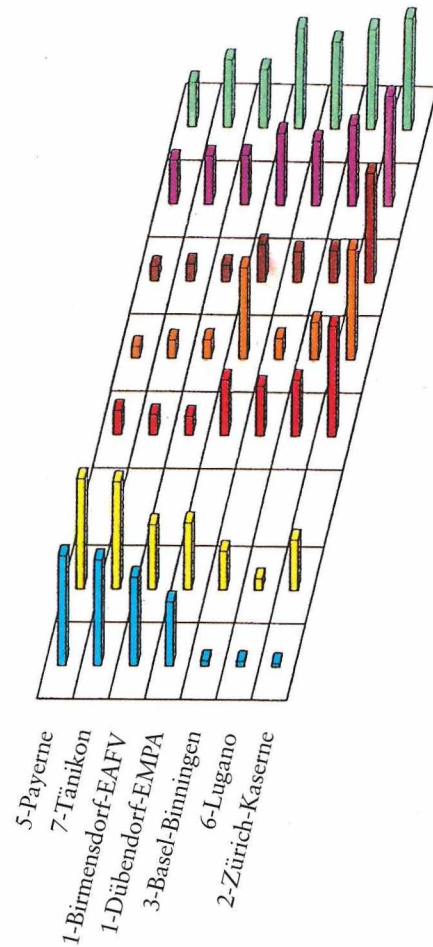


Abb. 6.6. Blockdiagramm: Zusammenhang zwischen IAP18 und wichtigen Elementen.

NABEL, EAFV 1986



ten an den Messstationen Biel 1985 und im NABEL-Netz 1986.

Fangeigenschaften von *Hypogymnia physodes*:

Interessante Ergebnisse zeichnen sich auch für die Fragestellung nach den Fangeigenschaften von *Hypogymnia physodes* ab. Hier geht es um die Abklärung der Akkumulations – Depositionsbeziehungen der Elemente, für die sowohl Elementmessungen aus den Flechtenproben wie auch entsprechende technische Messungen existieren.

Exemplarisch sei hier das Element Blei herausgegriffen, nicht zuletzt da dieses Element als wichtiger Indikator der Motorfahrzeugbelastung (Nobel et al. 1986) und im Bieler Messnetz als stellvertretend für die fehlenden NO_x -Messungen angesehen werden kann. Figur 6.14. zeigt die Kalibration mit dem Regressionsmodell für das Element Blei. Die Beziehung ist linear und weist eine hohe statistische Güte mit einem $R^2 = 0.84$ auf, was einem Korrelationskoeffizienten von $r = 0.92$ entspricht, dies bei einer hohen Signifikanz von $p < 0.0001$. Die Kalibration konnte für Pb im NABEL-Netz validiert werden, die entsprechenden Stationen sind im Korrelationsplot speziell gekennzeichnet.

Der Vergleich der Blei-Grenzwerte nach LRV ($\text{Pb} < 100 \mu\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$, Jahresmittelwert) mit den Akkumulationswerten zeigt, dass für Bleiwerte $> 150\text{ppm}$ (Mittelwerte), in der Flechte *Hypogymnia physodes*, mit Grenzwertüberschreitungen zu rechnen ist.

Ebenso gute Ergebnisse zeigt die Kalibration für Kupfer ($R^2 = 0.82^{***}$, Fig. 6.15.). Zink weist grössere Streuungen auf, welche auf Kontaminationen direkt beeinflussender verzinkter Drahtgehege und Kandelaber zurückzuführen sind. Die Zinkmessung in Flechten hat sich in der methodenorientierten Zusatzstudie als unproblematisch erwiesen. Zn zeigt sehr geringe Standortstreuungen und eine hohe Trennschärfe zwischen den Stationen. Cadmium schliesslich korreliert nicht mit den entsprechenden technischen Depositionsdaten. Das Bieler Messnetz bildet aber bezüglich Cd bereits Gegenstand mehrerer methodischer Überprüfungen, die darauf hindeuten, dass Kontaminationen in einzelnen Messstandorten das Messergebnis verfälschen könnten.

Schlussfolgerungen zum Passiven Biomonitoring

Aus der Entwicklung der Methode des Passiven Monitorings lassen sich die nachfolgenden Schlüsse ziehen:

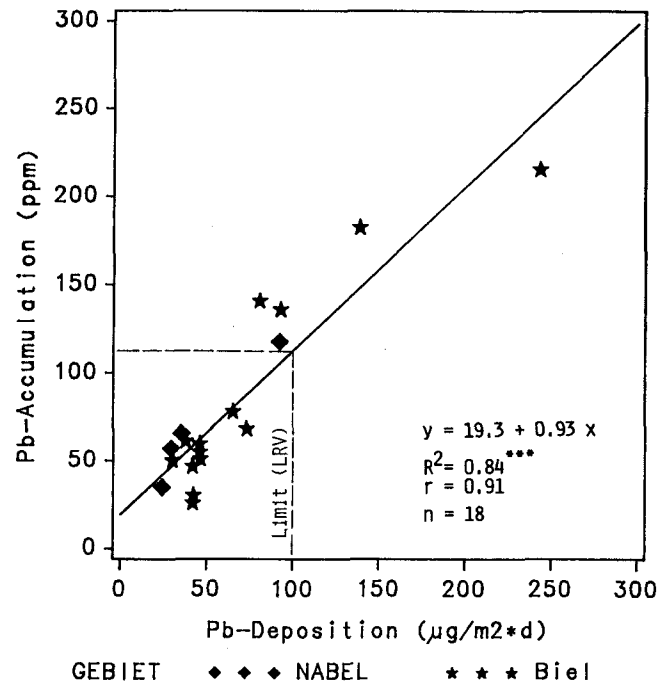


Fig. 6.14. Fangeneigenschaften von *Hypogymnia physodes* für Blei (Pb): Regressionsmodell; Kollektive Ziel und NABEL, Stationsmittelwerte; Vergleich mit LRV-Grenzwert für Depositions-Blei $< 100 \mu\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ (Jahresmittelwert).

- Mehrere Elemente des Biomonitorings mit *Hypogymnia physodes* weisen signifikante und zum Teil sehr gute Korrelationen zu den Luftgütwerten IAP18 auf. Damit erweist sich auch auf der inhaltsstoff-bezogenen Betrachtungsebene der IAP18 als ein echter Multi-Indikator der Luftschadstoffbelastung und darf zu Recht als Indikator der lufthygienischen Gesamtbelastung bezeichnet werden.
- Die Kalibration der Biomonitoringmethode zeigt, dass die Fangeneigenschaften von standortgerechten Proben von *Hypogymnia physodes* im Falle von Blei und Kupfer ebenso gut sind, wie jene von künstlich exponierten Proben der Dänischen Studie (Aktives Monitoring, Pilegaard 1979). Damit erweist sich auch das Passive Monitoring zum Aufzeigen

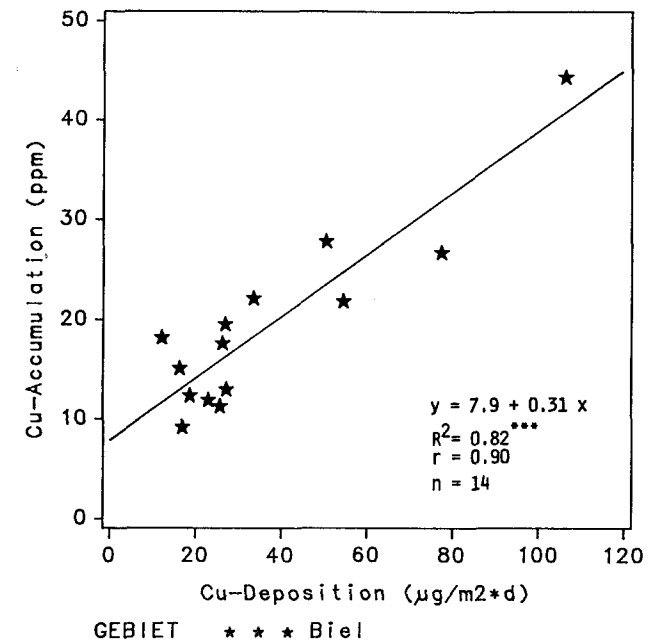


Fig. 6.15. Fangeneigenschaften von *Hypogymnia physodes* für Kupfer (Cu): Regressionsmodell; Kollektive Ziel, Stationsmittelwerte.

- der Spurensatzmuster wichtiger Elemente der Luftverschmutzung als geeignet. Da im Passiven Monitoring keine Transplantate exponiert werden müssen, sondern mit standortgerechten Proben gearbeitet wird, erweist sich das Kosten-Nutzenverhältnis als deutlich besser, auch entfällt die aufwendige Konditionierung der Proben.
- Die Elemente Gesamtschwefel, Eisen, Calcium und Blei zeigen ebenfalls gute Bindungen zu den technischen Schadstoffmessungen in Ziel und im NABEL-Netz auf. Multivariate Vergleiche zeigen, dass auch diese Elemente einen gewissen Gesamtbelastungscharakter aufweisen. Wichtig ist jedoch, dass keines der Elemente sich annähernd so robust und präzise erweist für die Indikation der lufthygienischen Gesamtbelastung wie der Indikator IAP18.

- Die Methode des Passiven Monitorings erfordert eine sehr strenge Standardisierung der Probenahme; nur so lassen sich damit reproduzierbare und präzise einzelschadstoffbezogene Messungen erzeugen. Dies ergibt sich aus umfangreichen methodischen Tests, die durchgeführt wurden.
- Die Auflösungen der Multielement-Messungen, sowie ihre Reproduzierbarkeit ist für die lufthygienisch bedeutungsvollen Elemente gut. Die Fehlergrenzen wurden durch Vergleichsmessungen abgeklärt. Durch exakte Standardisierung in der Probenahme lässt sich die Genauigkeit und Reproduzierbarkeit der Biomonitoringmethode weiter steigern.
- Das Passive Biomonitoring weist gegenüber der Kalibrierten Flechtenindikationsmethode einen etwas eingeschränkteren Anwendungsbereich auf: Die Kalibrierte Flechtenindikationsmethode liefert auch in den stärksten belasteten Gebieten im Schweizer Mittelland und angrenzenden Gebieten noch differenzierte Ergebnisse, wo im allgemeinen Biomonitoring-Verfahren, welche zur Inhaltsanalyse Flechtenmaterial benötigen, mangels genügend Probenmaterial unsicher oder sogar verunmöglicht werden. Der IAP18 weist zudem den Vorteil einer «nichtzerstörenden und eine ganze Lebensgemeinschaft umfassenden Messmethode» auf, bei der kein Pflanzenmaterial vom Standort entnommen werden muss, was für Erfolgskontrollen nach Sanierungsmassnahmen, bzw. zur Abklärung von längerfristigen Belastungstrends von besonderer Bedeutung ist.
- Die umfassende stoffbezogene Charakterisierung von Messstandorten und von ganzen Gebieten stellt das Hauptanwendungsgebiet des Biomonitorings mit *Hypogymnia physodes* dar. Besonders interessant erscheint die Möglichkeit, flächendeckende Schadstoffkataster von Blei, Kupfer und anderen Elementen mit zu technischen Messungen vergleichsweise viel geringerem Aufwand erstellen zu können. Die Methode eignet sich ebenfalls zur stoffbezogenen Erfolgskontrolle und Langzeitüberwachung.

6.1.5. Integriertes biologisches Messsystem der Luftverschmutzung

Die beiden neu entwickelten Bioindikationsmethoden ergänzen sich in sinnvoller Weise: Die Kalibrierte Flechtenindikationsmethode einerseits erfasst die lufthygienische Gesamtbelastung in ihrer Wirkung auf Lebewesen.

Das Passive Biomonitoring andererseits gibt Aufschluss über Art und Menge einzelner wichtiger Schadstoffe, es ermöglicht qualitative und quantitative Rückschlüsse auf Einzelschadstoffe.

Aus der Kombination dieser beiden Bioindikationsmethoden resultiert ein integriertes biologisches Messsystem der Luftverschmutzung für das Schweizer Mittelland und angrenzende Gebiete, welches ein umfassendes, standardisiertes und kalibriertes Testsystem zur Messung der Luftverschmutzung (Bioindikationsfächer, Arndt et al. 1987) darstellt. Dieses integrierte biologische Messsystem ermöglicht die Beurteilung der Luftqualität sowohl bezogen auf deren Auswirkungen (Wirkungskataster), wie auch bezüglich Gesamtbelastung (Gesamtimmissionskataster) und wichtigen Einzelschadstoffen (Biomonitoring).

Die beiden Bioindikationsmethoden und die technischen Messverfahren ergänzen sich gegenseitig in sinnvoller Weise. Zusammen mit den technischen Immissionsmessungen stellen die vorgestellten Methoden wertvolle Verfahren für den modernen «Integrierten Immissionsschutz» dar.

Literatur

- Arndt, U., W. Nobel und B. Schweizer, 1987: Bioindikatoren. Möglichkeiten, Grenzen und neue Erkenntnisse. Verlag E. Ulmer.
- Berlincourt, P., 1988: Les émissions atmosphériques de l'agglomération de Bienne. *Geographica Helvetica* G28, Geographisches Institut der Universität Bern.
- Beschel, R., 1958: Flechtenvereine der Städte, Stadtflechten und ihr Wachstum. *Ber. Naturwiss.-Med. Ver. Innsbruck* 52, 156ff.
- Carlberg, G., E. Baumann Ofstad, H. Drangsholt und E. Steines, 1983: Atmospheric depositions of organic micropollutants in Norway studied by means of mosses and lichen analysis. *Chemosphere*, Vol.12/3, 341-356.
- Clerc, Ph. et P.-D. Roh, 1980: Les lichens, indicateurs biologiques de la pollution atmosphérique, autour de la fabrique d'aluminium de Martigny. *Saussurea*, 11, 107-139.
- EDI, 1986: Luftreinhalte-Verordnung (LRV). Bundesamt für Umweltschutz.
- Filliger, P., 1986: Die Ausbreitung von Luftschadstoffen - Modelle und ihre Anwendung in der Region Biel. *Geographica Helvetica* G14, Geographisches Institut der Universität Bern.
- Finck, A., 1976: Pflanzenernährung in Stichworten. Verlag F. Hirt, Kiel.
- Flury, B. und H. Riedwyl, 1983: Angewandte multivariate Statistik. Computergestützte Analyse mehrdimensionaler Daten. Stuttgart, Gustav Fischer Verlag.

- Gilbert, O.L., 1976: The construction, interpretation and use of lichen-air pollution maps. Ed. Lauri Kärenlampi: Proceedings of the Knopio meeting on plant damages caused by air pollution, 83–92.
- Grüniger, W., 1983: Untersuchungen mit Flechten als Bioindikatoren. Der Biologieunterricht, BU 19/2, 48–90.
- Guecheva, M., 1986: Elemental analysis of C.I.I plant tissue samples by ICP spectrometry. Swiss Federal Institute of Forestry Research, Birmensdorf.
- Hallet, J.Ph., C. Ronneau and J. Cara, 1984: Sulfur and iron content as indicators of pollution status in a rural atmosphere. Atmosph. Environ., 18, 2191–2196.
- Hawksworth, D.L., 1971: Lichens as litmus for air pollution: A historical review. Intern. J. Environmental Studies, 1, 281–296.
- Herzig, R., L. Liebendörfer und M. Urech, 1985: Flechten als biologische Indikatoren der Luftverschmutzung in der Schweiz (NFP14): Methodenentwicklung in der Region Biel-Seeland. Systematisch-Geobotanisches Institut der Universität Bern.
- Herzig, R., L. Liebendörfer und M. Urech, 1986: Flechten als Bioindikatoren der Luftverschmutzung in der Schweiz: Methoden-Evaluation und Eichung mit wichtigen Luftschadstoffen. VDI-Bericht 609 Bioindikation, 619–639.
- Herzig, R., L. Liebendörfer, M. Urech, K. Ammann, M. Guecheva und W. Landolt, 1988: Lichens as biological indicators of air pollution in Switzerland – Passive biomonitoring as a part of an integrated biological system of monitoring air pollution. Intern. J. Environ. Anal. Chem. Vol 35, 43–57.
- Herzig, R. und M. Urech, 1988: Flechten als Bioindikatoren: Integriertes biologisches Messsystem der Luftverschmutzung für das Schweizer Mittelland. Dissertation, Systematisch-Geobotanisches Institut der Universität Bern.
- John, V., 1981: Untersuchungen zur epiphytischen Flechtenvegetation der Städte Ottweiler und Bexbach (Saarland). Mat.-Nat. Fakultät der Universität Saarland.
- Jürging, P., 1975: Epiphytische Flechten als Bioindikatoren der Luftverunreinigung. Bibliotheca Lichenologica, 4, J. Cramer Vaduz.
- Keller, Th., S. Bajo und A. Wyttenbach, 1986: Gehalte von einigen Elementen in den Ablagerungen auf Fichtennadeln als Nachweis der Luftverschmutzung. Allg.Forst-u. J.Zg., 3/4, (1986).
- Kunze, M., 1972: Emittentenbezogene Flechtenkartierung aufgrund von Frequenzuntersuchungen. Oecologia, 9, 123–133.
- Landolt, W., M. Guecheva und J. Bucher, 1988: The spacial distribution of different elements in and on the foliage of Norway Spruce growing in Switzerland. Environmental Pollution 56, 155–167.
- LeBlanc, F. and J. DeSloover, 1970: Relation between industrialisation and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. Can. J. Bot. 48, 1485–1496.
- Liebendörfer, L., R. Herzig, M. Urech und K. Ammann, 1988: Evaluation und Kalibrierung der Schweizer Flechten-Indikationsmethode mit wichtigen Luftschadstoffen. Staub – Reinhaltung der Luft, 48, 233–238.

- Lounamaa, J., 1956: Trace elements in plants growing wild on different rocks in Finland. A Semi quantitative spectrographic survey. Ann. Bot. Soc. «Vanamo», 1–195.
- Nash, Th., 1976: Sensivity of lichen to nitrogen dioxid fumigations. Bryologist, 79, 1: 101–106.
- Nash, Th. and L.L. Sigal, 1979: Gross photosynthetic response of lichen to short-term ozone fumigation. Bryologist, 82, 2: 280–285.
- Nobel, W. und K. Michenfelder, 1986: Wirkungsaussagen mit Bioindikatoren an einem Autobahnprofil der A8 bei Wendelingen. TÜV-Stuttgart e.V. Filderstadt.
- Pietsch, J., 1979: Ökologische Planung und Umweltindikatoren. Thesen zur Theorieentwicklung. Schreiber, K., (Hrsg.): Verh. Ges. f. Ökologie, Band VII, Münster, 39–45.
- Pilegaard, K., 1979: Heavy metal in bulk precipitation and transplanted Hypogymnia physodes and Dicranoweisia cirrata in the vicinity of a danish steelworks. Water, Air and Soil Pollution, 11.
- Rabe, R. und U. Beckelmann, 1986: Zusammenhänge zwischen der durch Flechten angezeigten Gesamtverunreinigung der Luft und Gesundheitsbeeinträchtigung beim Menschen. VDI-Berichte 609 Bioindikation, 729–753.
- Rickli, R., 1988: Untersuchungen zum Ausbreitungsklima der Region Biel. Dissertation, Geographica Bernensia G32, Geographisches Institut der Universität Bern.
- Rao, D.N., G. Robitaille and F. LeBlanc, 1977: Influence of heavy metal pollution on lichens and bryophytes. Journ. Hattori Bot. Lab., 42, 213–239.
- Seaward, M.R.D., 1973: Some observations on heavy metal toxicity and tolerance in lichens. Lichenologist, 5, 158–164.
- Sigal, L.L. and O.C. Taylor, 1979: Preliminary studies of the gross photosynthetic response of lichens to Preoxyacetylnitrate fumigations. Bryologist, 82, 564–575.
- Thomas, W., 1983: Über die Verwendung von Pflanzen zur Analyse räumlicher Spurensbstanz-Immissionsmuster. Staub-Reinhaltung der Luft, 43/4.
- Urech, M., R. Herzig und L. Liebendörfer, 1986: Flechten als biologische Indikatoren der Luftverschmutzung in der Schweiz (NFP14): Methodenüberprüfung an den NABEL-Stationen. Systematisch-Geobotanisches Institut der Universität Bern.
- Urech, M. und R. Herzig, 1988: Flechten als biologische Indikatoren der Luftverschmutzung in der Schweiz (NFP14): Integriertes biologisches Messsystem der Luftverschmutzung für das Schweizer Mittelland. Schlussbericht, Systematisch-Geobotanisches Institut der Universität Bern.

6.2. Untersuchungen zum Stoffwechsel der Flechte *Parmelia sulcata* Taylor im Zusammenhang mit dem Grad der Luftverschmutzung

CHRISTOPH VON ARB / CHRISTIAN BRUNOLD

Summary

Important physiological processes as well as the content of certain cell components were measured in samples of the relatively pollution-resistant lichen species *PARMELIA SULCATA TAYLOR* at 13 locations with different levels of air pollution in the city of Biel. Surprisingly, there was no difference in the activities of either photosynthesis or dark respiration at the various stations. There were significant differences in growth rates, transfer of photosynthates from algae to fungi, chlorophyll content, sulfate content, sulfate uptake and protein synthesis, however. Statistical analysis of these measurements showed a definite correlation with deposition measurements of several important air pollutants as well as with the index of atmospheric purity (IAP) determined on the basis of lichen frequencies. The effect of air pollution on the chlorophyll content was studied in detail. Because of the pronounced differences in chlorophyll content found under various conditions, the simple method of measuring it, and the small standard deviation, chlorophyll content is a suitable bioindicator for approximate determination of overall atmospheric pollution.

Résumé

Les principaux processus de la physiologie ainsi que les substances internes importantes du lichen *PARMELIA SULCATA TAYLOR* – lichen relativement résistant à la pollution atmosphérique – ont été analysés sur des échantillons provenant de 13 stations de la ville de Bienne, soumises à des niveaux de pollution atmosphérique différents. De manière surprenante, l'activité photosynthétique et la respiration obscure ne varient pas selon les sites. En revanche on observe des différences sensibles en ce qui concerne la croissance, le transfert des produits de la photosynthèse de l'algue vers le champignon, la concentration de chlorophylles, la concentration et de l'absorption de sulfate, ainsi que la protéosynthèse. La comparaison statistique de ces données avec celles provenant des mesures de déposition de quelques polluants importants, ainsi qu'avec les valeurs IAP (index of atmospheric purity), a donné des corrélations bonnes à très bonnes. La teneur en chlorophylle a été tout particulièrement étudiée. En raison de sa sensibilité aux fluctuations de la

charge de polluant, de la simplicité de la méthode de mesure et de la faible variabilité, ce paramètre constitue en effet un excellent bioindicateur pour la détermination approximative de la charge totale de la pollution de l'air.

Zusammenfassung

Wichtige Stoffwechselforgänge und Inhaltsstoffe der gegen Luftbelastung relativ widerstandsfähigen Flechtenart *PARMELIA SULCATA* TAYLOR wurden an Proben von 13 Stationen mit unterschiedlicher Verschmutzung in der Stadt Biel gemessen. Ueberraschenderweise unterschieden sich an den einzelnen Stationen weder die Aktivitäten der Photosynthese noch die der Dunkelatmung. Deutliche Differenzen resultierten dafür aus den Messungen des Wachstums, des Transfers von Photosyntheseprodukten von Alge zu Pilz, des Chlorophyllgehaltes, des Sulfatgehaltes, der Sulfataufnahme sowie der Proteinsynthese. Die statistische Analyse dieser Daten ergab eine gesicherte Korrelation mit Depositionsmessungen einiger wichtiger Luftschadstoffe, wie auch mit den Luftqualitätswerten (IAP), welche aufgrund von Flechtenhäufigkeiten ermittelt wurden. Am besten untersucht wurde die Abhängigkeit des Chlorophyllgehaltes von der Luftbelastung. Er eignet sich in der Praxis aufgrund der ausgeprägten Unterschiede bei verschiedener Luftbelastung, der einfachen Messmethode und der geringen Streuung als Bioindikator für die ungefähre Bestimmung der Gesamtbelastung der Luft.

6.2.1. Einleitung

Vor mehr als 100 Jahren wurde erstmals das Verschwinden von Flechtenarten mit der Luftverschmutzung in Verbindung gebracht. Seither gab es viele Berichte über Flechten als Gradmesser der Luftverschmutzung (siehe auch Kap. 6.1.). Die ausgeprägte Verarmung der Flechtenpopulation und des Artenspektrums in urbanen Regionen ist das Resultat einer vorgängigen und teilweise irreversiblen Veränderung von Stoffwechselprozessen. Die bis heute durchgeführten Untersuchungen beschränkten sich grösstenteils auf Photosynthese und Atmungsmessungen, denn Flechten sind aus mancherlei Gründen (langsameres Wachstum, Kultivierung nicht möglich, hoher Sekundärstoffgehalt, für den Menschen unbedeutende Pflanzen) ein für Physiologen unattraktiver Organismus.

Für unsere Arbeiten innerhalb des NFP 14 gingen wir von folgenden Grundüberlegungen aus:

1. Entgegen vieler Berichte aus der Literatur, in denen Flechten im Rahmen von Luftverschmutzungsuntersuchungen transplantiert, d.h. an einem sauberen Standort gesammelt und dann auf Stationen mit unterschiedlicher Schadstoffbelastung verteilt wurden, waren wir überzeugt, dass die Resultate vom physiologischen Standpunkt aus gesehen aufschlussreicher sind, wenn die Flechtenproben direkt an ihrem Wuchsort gesammelt werden (siehe auch Kap. 6.2.4.), weil so mit Pflanzenmaterial gearbeitet wird, das an den jeweiligen Standort bestmöglichst angepasst ist.
2. Diese Auflage bedingte, dass eine Flechtenart gewählt wurde, die in der Region Biel und generell im schweizerischen Mittelland weit verbreitet ist. Die Wahl fiel deshalb auf eine bezüglich Luftbelastung widerstandsfähige Flechtenart, nämlich die Blattflechte *Parmelia sulcata* Taylor.
3. Die Auswahl der zu messenden Stoffwechselfparameter erfolgte unter folgenden Gesichtspunkten:
 - Parameter, die in der Literatur bereits beschrieben wurden und von denen Veränderungen durch die Luftverschmutzung bekannt sind.
 - Zusätzliche Parameter, die eine zentrale Rolle im Stoffwechsel der Flechten und allgemein von Pflanzen spielen.
 - Parameter, die einfach zu messen sind, damit eine Anwendung in der Praxis problemlos möglich ist (Auflage des Forschungsprogramms).

Die Wahl fiel auf das Wachstum, die Photosynthese und die Dunkelatmung, die Sulfatassimilation (ein in höheren Pflanzen auf Luftschadstoffe empfindlich reagierender Reaktionsweg der Primärassimilation), die Proteinsynthese und den Transfer von Photosyntheseprodukten von Alge zu Pilz (in der Flechtensymbiose wird der grösste Teil der Assimilationsleistung von der Alge erbracht, kommt aber zu 80–90% dem Pilz zugute; Transferverbindung bei der hier vorliegenden Grünalgenflechte ist der Zucker Ribitol), den Sulfatgehalt, den Chlorophyllgehalt, den Proteingehalt und die Messung zweier Enzyme (das CO₂-fixierende Enzym der Photosynthese, die Ribulosebiphosphat-Carboxylase und das Schlüsselenzym der Sulfatassimilation, die Adenosin 5'-phosphosulfat-Sulfotransferase).

4. Die physiologischen Messungen sollten so umfangreich sein, dass, unter den gegebenen Umständen, eine optimale statistische Analyse unter Verwendung der chemisch gemessenen Luftschadstoffe erfolgen konnte.

Diese Vorgaben sollten es ermöglichen, die zwei Hauptanliegen dieses Projektteils optimal zu erfüllen, nämlich einerseits die Bestätigung der im Kapitel 6.1. beschriebenen Bioindikationsmethode (IAP₁₈) und andererseits das Auffinden eines sich als Bioindikator eignenden Stoffwechselfaktors.

Die im folgenden beschriebenen Methoden und Resultate sind den Arbeiten von Arb und Brunold (1990a,b) und von Arb et al. (1990) entnommen worden.

6.2.2. Pflanzenmaterial und Methoden

Pflanzenmaterial

Die Blattflechte *Parmelia sulcata* Taylor wurde denselben Bäumen entnommen, die auch in die im Kap. 6.1. beschriebenen Untersuchungen einbezogen worden waren. An total 13 Stationen wurden je nach Flechtenvorkommen 6–9 Proben gesammelt (Fig. 6.16.). Die Abtrennung der Stationen 4/I und 14/I erfolgte dann, wenn sich die Messwerte dieser Proben deutlich von denen der Stationen 4 und 14 unterschieden. Diese Massnahme wurde des speziellen Standortes der Bäume wegen notwendig (4/I Autobahnaus-

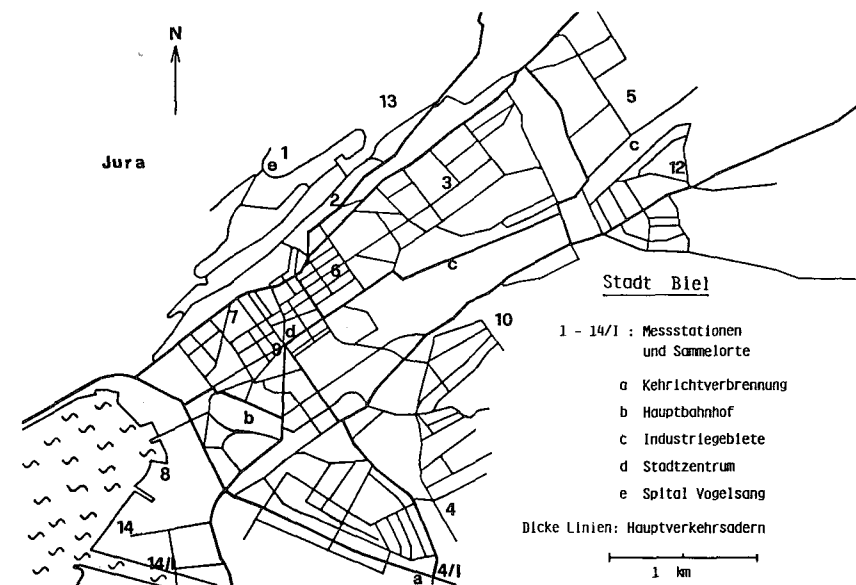


Fig. 6.16. Vereinfachte Karte der Stadt Biel. Die Zahlen 1 bis 14/I bezeichnen die Standorte der Messstationen für Luftschadstoffe, in deren direkter Umgebung die Flechtenproben gesammelt wurden: 1, Spital Vogelsang; 2, Bulova; 3, Champagne; 4, Stadtgärtnerei; 4/I, Ausfahrt T6 bei Port; 5, Kunsteisbahn; 6, Stadtbibliothek; 7, Bloeschhaus; 8, Strandbad Biel; 9, Zentralplatz; 10, Lindenschulhaus; 12, Geysried-Mett; 13, Ried; 14, Strandbad Nidau; 14/I Wohnquartier.

fahrt Port; 14/I Wohnquartier in Nidau vor dem Strandbad). Das gesammelte Material konnte im lufttrockenen Zustand bei -24°C ohne Aktivitätsverlust mehrere Wochen gelagert werden.

Methoden

- Das Wachstum wurde fotografisch bestimmt (Flächenzuwachs innerhalb eines Jahres).
- Der Chlorophyllgehalt wurde berechnet aus der Absorption von Acetonextrakten bei 652 nm.
- Die Photosynthese wurde einerseits mit einer CO₂-Gaswechselapparatur, andererseits mittels Fütterung mit radioaktivem CO₂ bestimmt. Die Atmungsrate wurde im Dunkeln mit einer CO₂-Gaswechselapparatur

erfasst. Der Transfer von Photosyntheseprodukten wurde in Experimenten mit radioaktivem CO_2 bestimmt, indem die in der Fütterungslösung am Ende vorhandene Radioaktivität gemessen wurde.

- Die Sulfatassimilation wurde gemessen, indem die Flechten zuerst mit radioaktiv markiertem Sulfat gefüttert wurden. Dann wurde die Radioaktivität des Sulfats und der Aminosäuren in den Flechten bestimmt. Zusätzlich wurde die Aktivität eines Enzyms der Sulfatassimilation bestimmt, der Adenosin 5'-phosphosulfat-Sulfotransferase.
- Die Proteinsynthese wurde anhand des in die Proteine eingebauten radioaktiven Schwefels gemessen.

Bestimmung der Luftschadstoffe

Die Erfassung von SO_2 (in Form von SO_4^{2-}), NO_x (in Form von NO_3^-), Gesamtstaub und den 4 Schwermetallen Pb, Cd, Zn und Cu erfolgte an allen Stationen mit Ausnahme von 4/I und 14/I mit Bergerhoff Staubsammelgeräten und wurde bereits im Kapitel 6.1. beschrieben (Standorte siehe Fig. 6.16.).

Statistische Auswertung

Mit Hilfe des Wilcoxon Rangsummentests (ähnlich dem Kruskal-Wallis Test) wurde die Signifikanz der Unterschiede zwischen den gebildeten Gruppen von Stationen und den dort gemessenen Stoffwechselfparametern geprüft (Abschnitte 6.2.3. – 6.2.5.).

Anhand univariater und multipler Regressionsanalysen wurden die Resultate aus den Stoffwechselexperimenten in Beziehung gesetzt zu den IAP_{18} -Werten und den oben erwähnten Luftschadstoffen.

Die multiple lineare Regression ist eine systematische Erweiterung der univariaten Regression, indem nicht nur die Beziehung zwischen einer abhängigen und einer unabhängigen Variablen, sondern zwischen einer abhängigen und mehreren unabhängigen Variablen gleichzeitig untersucht wird.

Die Modellberechnungen basieren auf einem Kollektiv von 4 Schadstoffen (Sulfat, Nitrat, Gesamtstaub und Cadmium oder Blei). Unter Verwendung dieser Messwerte wurde die gewünschte physiologische Messgröße berechnet und mit den effektiven Feldmessungen korreliert. Der Abschnitt 6.2.7. ist ausschliesslich diesen Berechnungen gewidmet.

6.2.3. Das Flechtenwachstum

Die Abbildungen 6.7. und 6.8. zeigen je zwei Aufnahmen von *Parmelia sulcata* an einem Standort am Rande (Abb. 6.7., Station 4) mit einer geringen und im Zentrum von Biel (Abb. 6.8., Station 6) mit einer hohen Luftbelastung. Währenddem der Flächenzuwachs in einem Jahr an der Station 6 lediglich 20% betrug, belief er sich an der Station 4 auf 180%. Dass diese zwei Beispiele keine Einzelfälle darstellten, zeigt Figur 6.17. Die Säulenhöhen stellen je den Durchschnittswert von 8–16 Messungen der einzelnen Stationen dar. Sie differieren maximal um einen Faktor 7, wobei der an den Stationen im Zentrum und der Station 14/I gemessene Flächenzuwachs signifikant tiefer lag als derjenige der übrigen Stationen.

Um sicher zu gehen, dass die deutlichen Unterschiede des Flächenzuwachses zwischen Zentrum und Peripherie der Stadt nicht auf einem unterschiedlichen Dickenzuwachs beruhen, wurde das Verhältnis von Fläche zu Trockengewicht bestimmt. Diese Untersuchung zeigt, dass Flechten aus dem Zentrum dünner waren als an der Peripherie der Stadt. Eine Berücksichtigung des Verhältnisses von Fläche zu Trockengewicht würde deshalb die Wachstumsunterschiede noch vergrössern.

Die Tatsache, dass das geringste Wachstum dort festgestellt wurde, wo auch die grösste Luftverschmutzung gemessen wurde, weist darauf hin, dass ein enger Zusammenhang zwischen Wachstum und Luftverschmutzung bestehen könnte. Es war nun interessant, der Frage nachzugehen, welche Bereiche des Stoffwechsels für diese Wachstumsunterschiede verantwortlich sein könnten.

6.2.4. Photosynthese, Transfer von Photosyntheseprodukten und Chlorophyllgehalt

Am Pflanzenphysiologischen Institut stand eine ausgezeichnete Gaswechsellanlage zur Verfügung, auf der die Photosynthese und die Dunkelatmung der Flechtenproben unter kontrollierten Bedingungen gemessen werden konnten. Wenn die Intensität der beiden Vorgänge auf das Trockengewicht bezogen wurde, waren die Unterschiede zwischen den Stationen kleiner als die Standardabweichung ihrer Mittelwerte. Die höchsten Werte waren jedoch meistens dem Zentrum der Stadt zuzuordnen. Wurde aber die Photo-

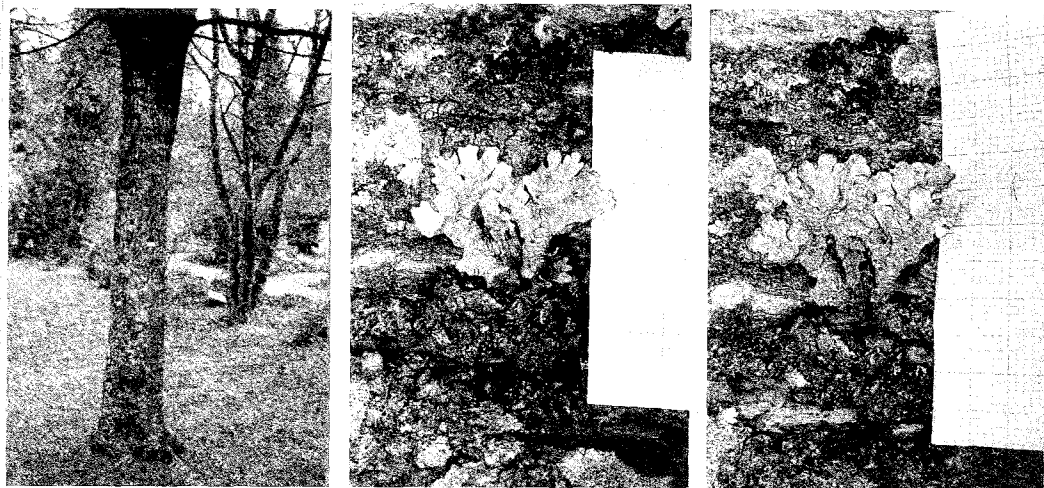


Abb. 6.7. Wachstum von *Parmelia sulcata* während eines Jahres an einer schwach belasteten Station (Vergleich b-c; Station 4 gemäss Fig. 6.17.).

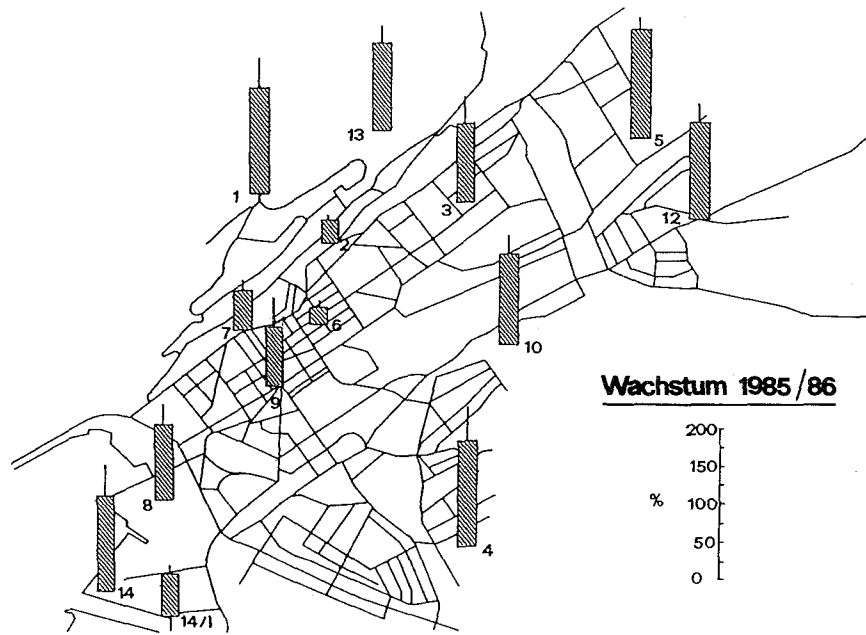


Fig. 6.17. Flächenzuwachs von *Parmelia sulcata* an 14 Stationen der Stadt Biel in der Zeit von April 1985 bis April 1986. Mittelwerte der %-Zunahme \pm Standardabweichungen sind dargestellt.



Abb. 6.8. Wachstum von *Parmelia sulcata* während eines Jahres an einer stark belasteten Station (Vergleich b-c; Station 6 gemäss Fig. 6.17.).

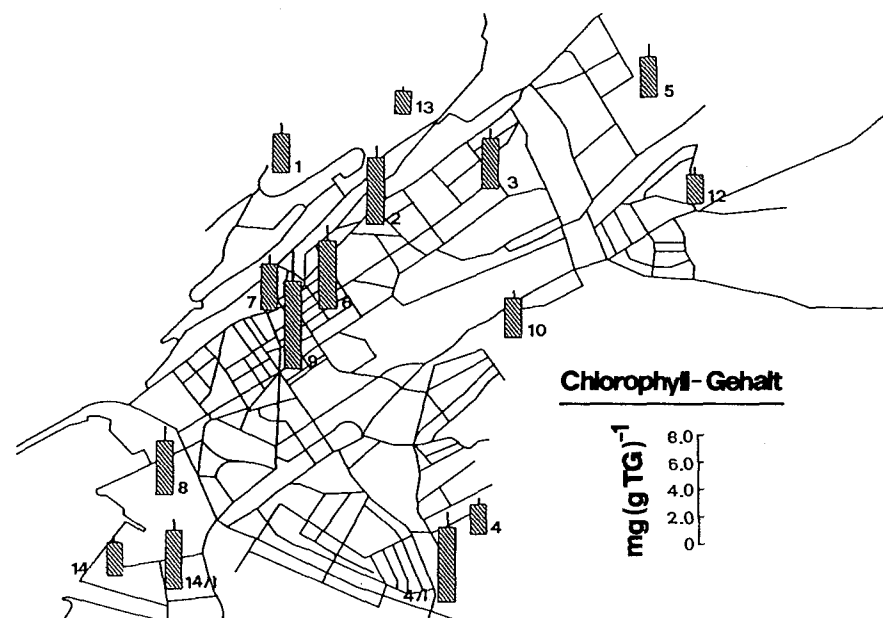


Fig. 6.18. Chlorophyllgehalt von *Parmelia sulcata* von 15 Stationen der Stadt Biel im Februar 1986. Mittelwerte \pm Standardabweichungen sind dargestellt.

synthese auf den Chlorophyllgehalt, also auf eine rein von der Alge abhängige Grösse bezogen, so waren die Intensitäten im Zentrum deutlich tiefer als an den Randstationen. Dies beruht darauf, dass die höchsten Chlorophyllgehalte im Zentrum gemessen wurden (Fig. 6.18.). Die Stationen lassen sich aufgrund des Chlorophyllgehalts in 4 Gruppen einteilen, deren Werte jeweils signifikant voneinander verschieden waren: (2, 4/1, 6, 9) > (3, 7, 8, 14/1) > (1, 5, 10) > (4, 12, 13, 14). Entgegen den Erwartungen wiesen also Flechten von Standorten mit einer starken Luftbelastung höhere Chlorophyllkonzentrationen (max. 6.7 mg (gTG)⁻¹) auf als solche von weniger belasteten Standorten (min. 1.8 mg (gTG)⁻¹). Dieses überraschende Resultat wurde viermal reproduziert (Fig. 6.19.). Die Figur 6.19. zeigt, dass innerhalb eines Jahres der durchschnittliche Chlorophyllgehalt aller Stationen zusammen leicht, aber signifikant (Wilcoxon Test für Paardifferenzen) gestiegen war, was darauf hindeutet, dass diese Messgrösse allenfalls auf veränderte Bedingungen relativ kurzfristig reagieren könnte.

Messungen in den Zentren der umliegenden Gemeinden von Biel erga-

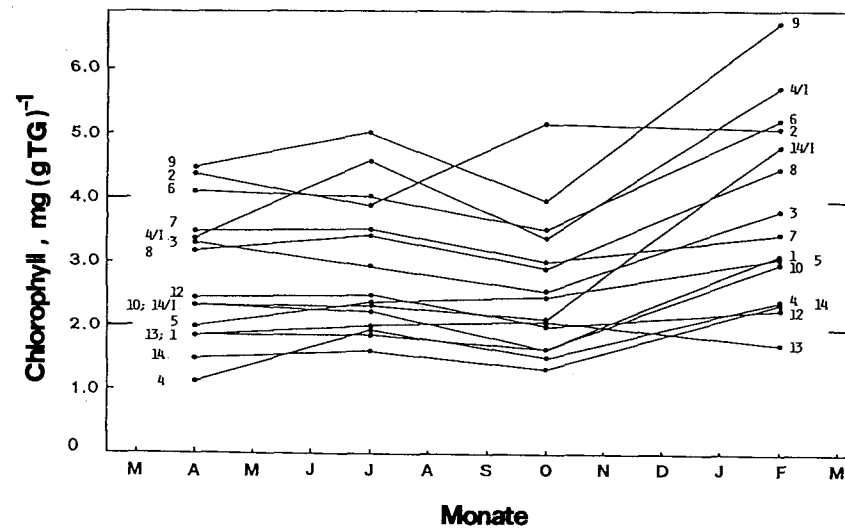


Fig. 6.19. Durchschnittlicher Chlorophyllgehalt von *Parmelia sulcata* von 15 Stationen der Stadt Biel im April, Juni und Oktober 1985, sowie im Februar 1986. Die Chlorophyllwerte 2.0 und 4.0 mg(gTG)⁻¹ markieren die Klassengrenzen.

ben ähnlich hohe Chlorophyllwerte wie im Zentrum der Stadt (Fig. 6.20.) und bestätigten die an diesen Stellen gemessenen tiefen IAP₁₈-Werte, ein Hinweis darauf, dass hinsichtlich Schadstoffbelastung vergleichbare Verhältnisse herrschten.

Mittels Fütterung der Flechten mit radioaktivem CO₂ konnten 2 Parameter gleichzeitig gemessen werden: Die Photosynthese und der Transfer von Photosyntheseprodukten. Die Assimilation von radioaktivem CO₂ war bei Flechten im Zentrum bezogen auf das Trockengewicht leicht, jedoch nicht signifikant höher als bei solchen von Randstationen. Die Menge von Photosyntheseprodukten in der Fütterungslösung war bei Flechten aus dem Zentrum jedoch stark erniedrigt (Fig. 6.21.). Währenddem an der stark belasteten Station 9 nur 2.5% des fixierten Kohlenstoffes ans Medium abgegeben wurden, waren es 35.5% an der schwach belasteten Station 1. Alle Stationen können bezüglich Transfer in 3 signifikant voneinander verschiedene Gruppen eingeteilt werden: (1, 4, 10, 13, 14) > (2, 3, 5, 7, 8, 12) > (6, 9).

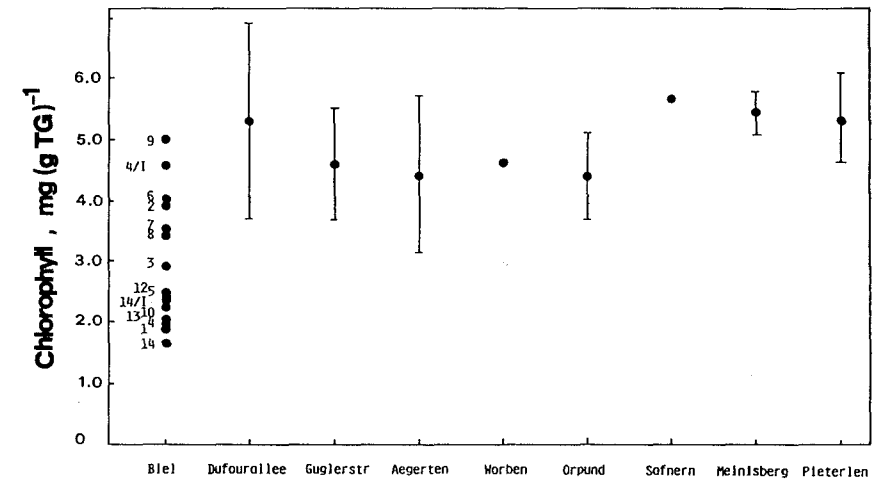


Fig. 6.20. Chlorophyllgehalt (Mittelwerte \pm Standardabweichungen) von *Parmelia sulcata* aus dem Zentrum der umliegenden Gemeinden und an 2 wichtigen Strassenzügen von Biel. Zum Vergleich sind Chlorophyllgehalte von 15 Stationen der Stadt (April 1985) dargestellt.

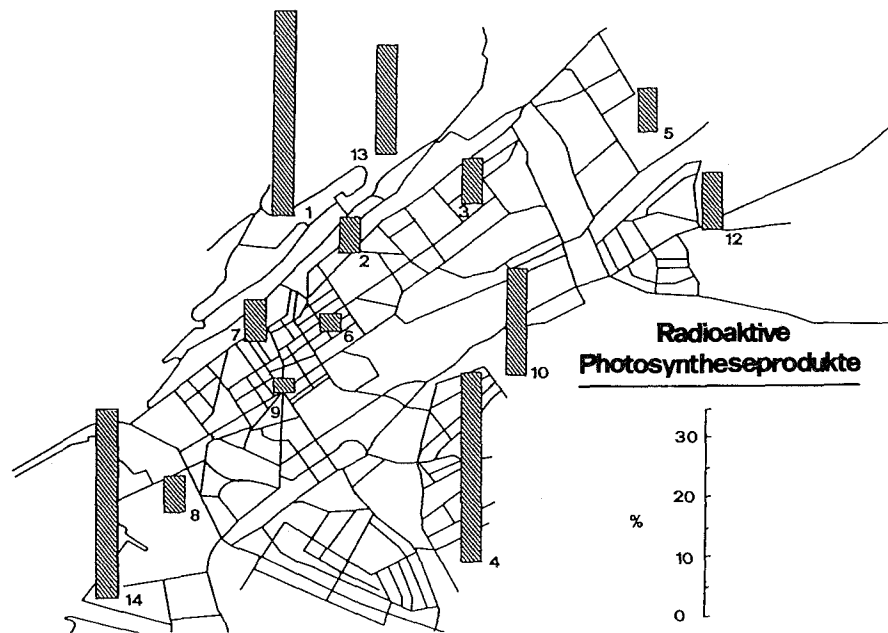


Fig. 6.21. Durchschnittlicher Prozentsatz der radioaktiven Photosyntheseprodukte in der Fütterungslösung nach einstündiger Fütterung von *Parmelia sulcata* mit radioaktivem CO_2 , gemessen an 13 Stationen der Stadt Biel im Sommer 1985.

6.2.5. Sulfatassimilation und Proteinsynthese

Mittels Fütterung der Flechtenproben mit radioaktivem Sulfat konnte die Aufnahme rate (Bestimmung des radioaktiven Sulfats in den gefütterten Flechten nach der Inkubation), die Reduktionsrate (Bestimmung der radioaktiven Aminosäuren) und der Einbau in die Proteine (Bestimmung des radioaktiven Proteins) bestimmt werden.

Figur 6.22. stellt die Mittelwerte der an den einzelnen Stationen gemessenen Aufnahme rates dar. Dabei sind die Werte der Stationen des Zentrums (2, 6, 7, 9) und der Station 3 signifikant niedriger als die übrigen Werte. Mit $1.96 \text{ nmol h}^{-1}(\text{gTG})^{-1}$ ist die Aufnahme rate an der Station 9 rund viermal

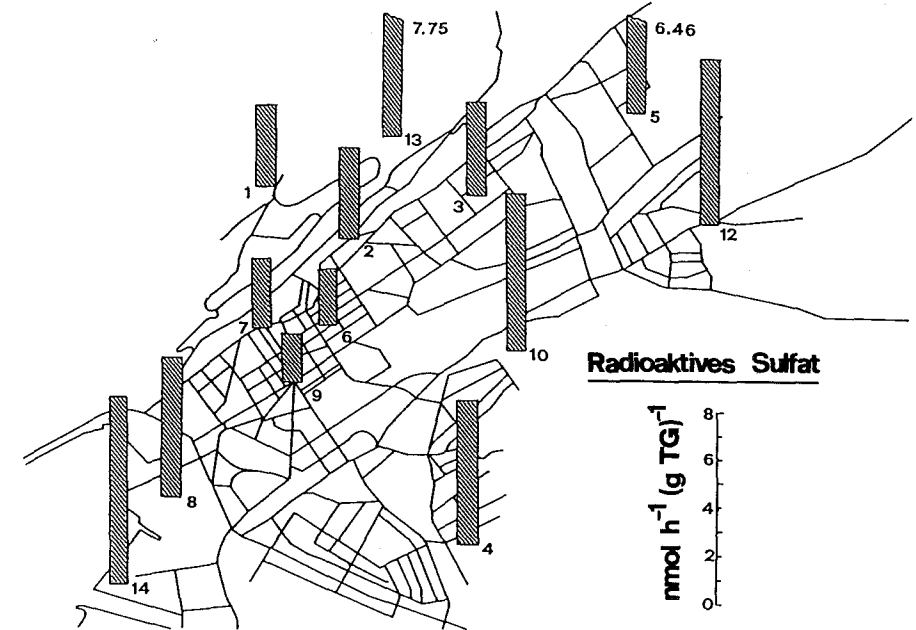


Fig. 6.22. Durchschnittliche Aufnahme rate von radioaktivem Sulfat durch *Parmelia sulcata* von 13 Stationen der Stadt Biel im Sommer 1985.

niedriger als an den Stationen 13 und 14. Es war anzunehmen, dass demgegenüber der Sulfatgehalt der Flechten im Zentrum aufgrund der stärkeren SO_2 -Belastung höher sein würde. Die in Figur 6.23. dargestellten Resultate bestätigten diese Annahme. Der höchste Gehalt wurde an den Stationen 2 und 9 ermittelt, der tiefste (Station 4) war mit $6.2 \mu\text{mol}(\text{gTG})^{-1}$ rund 4.5 mal tiefer. Die stark belasteten Stationen des Zentrums (2, 6, 7, 9) wiesen einen signifikant höheren Sulfatgehalt auf als die Stationen 3, 5, 8, und dieser war wiederum signifikant höher als derjenige der restlichen Stationen am Rande der Stadt. Die Unterschiede in der Reduktionsrate von Sulfat waren bei allen Stationen kleiner als die Standardabweichungen der einzelnen Stationen. Dieses Resultat wurde bestätigt durch die Bestimmung

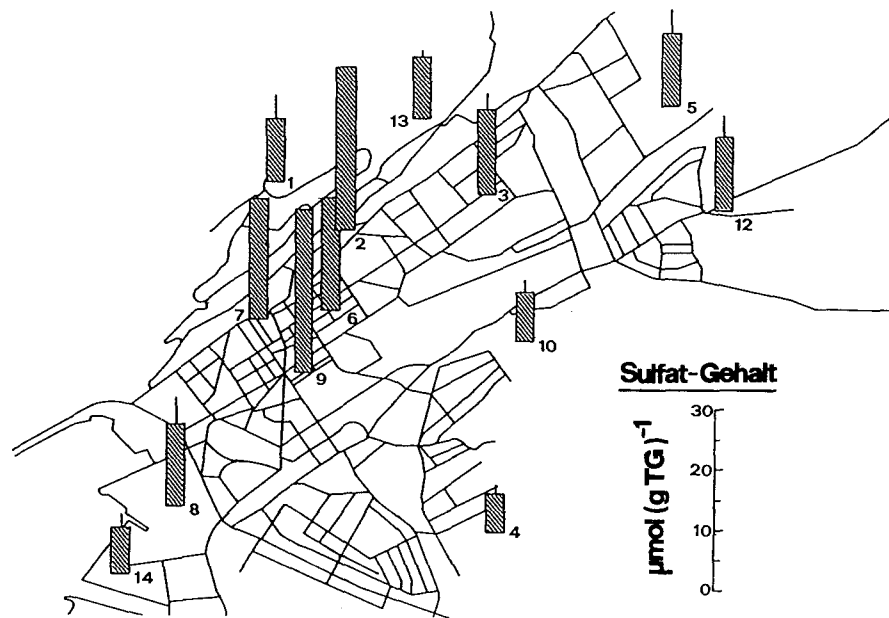


Fig. 6.23. Durchschnittlicher Sulfatgehalt (Mittelwerte \pm Standardabweichung) der Flechte *Parmelia sulcata* von 13 Stationen der Stadt Biel im Sommer 1985.

der Enzymaktivität der Adenosin 5'-phosphosulfat-Sulfotransferase, dem Schlüsselenzym der Sulfatassimilation. Auch dieses Enzym wies keine eindeutigen Aktivitätsunterschiede zwischen den einzelnen Stationen auf.

Beim Vergleich der Figuren 6.24. und 6.22. fällt auf, dass die Unterschiede bei der Proteinsynthese noch deutlicher ausfielen als bei der Sulfataufnahme. Gegenüber den Stationen in den Aussenquartieren der Stadt waren die Werte der Stationen des Zentrums nochmals deutlich erniedrigt. Bestätigt wurde dieses Resultat durch Fütterung von Flechtenproben mit radioaktiv markiertem Cystein. Obwohl in diesem Fall die Einbauraten in die Proteine verglichen zur Sulfatfütterung rund 30 bis 40 mal höher ausfiel, war sie an der Station 2 nur halb so hoch wie an der Station 4. Dies deutet darauf hin, dass neben der Sulfataufnahme auch die Proteinsynthese durch die unterschiedliche Schadstoffbelastung beeinflusst wird.

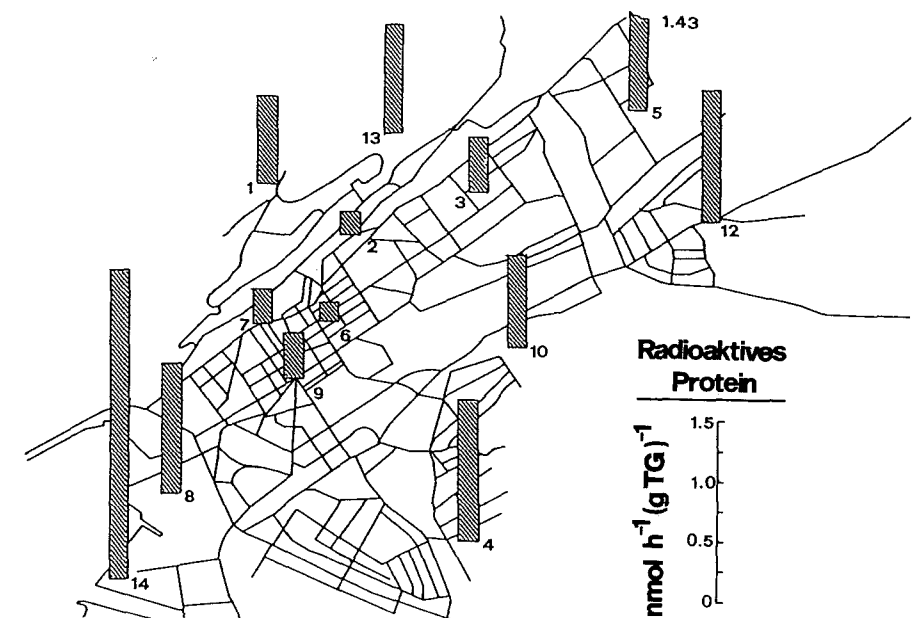


Fig. 6.24. Durchschnittswerte an radioaktiv markiertem Protein von *Parmelia sulcata* nach Fütterung mit radioaktiv markiertem Sulfat. Flechten von 13 Stationen der Stadt Biel wurden im Sommer 1985 gemessen.

6.2.6. Diskussion

Die Untersuchungen in Biel ergaben eine Fülle von teilweise unerwarteten Resultaten, die von allgemeinem Interesse für die Flechtenphysiologie sein dürften, erfüllen aber auch die vom Bieler Projekt vorgegebenen Erwartungen.

Es konnte gezeigt werden, dass diejenigen Parameter, die Unterschiede bezüglich des Verteilungsmusters in Biel aufwiesen (Wachstum, Chlorophyll, Sulfataufnahme, Proteinsynthese), gut mit den IAP₁₈-Werten und einzelnen Schadstoffen korrelieren (siehe Kap. 6.2.7.).

Mit dem Wachstum könnte ein in der Praxis einfach handhabbarer Indikator für die Ueberwachung der Gesamtbelastung der Luft gefunden worden sein. Seine ausgezeichnete Korrelation mit einem Kollektiv von 4

repräsentativen Schadstoffen muss allerdings noch an einem weiteren Standort bestätigt werden.

Der Chlorophyllgehalt ist eine weitere Messgrösse, die methodisch wie zeitlich mit einem geringen Aufwand genau zu bestimmen ist. Er wurde daher am eingehendsten untersucht. Auch er bietet sich, wie die Berechnungen zeigten, als Indikator der Gesamtbelastung an. In Anlehnung an die Korrelation mit dem IAP_{18} -Wert lässt sich ein Belastungsgradient der Luft definieren, nach dem Standorte mit einem Chlorophyllgehalt von *Parmelia sulcata* von mehr als $4.0 \text{ mg (gTG)}^{-1}$ einer Zone zuzuordnen sind, in welcher die LRV-Grenzwerte eines oder mehrerer wichtiger Luftschadstoffe mit grosser Wahrscheinlichkeit zeitweise überschritten werden. In Biel betrifft dies die Stationen 9 (Zentralplatz), 6 (Stadtbibliothek) und 2 (Bulova). Die Werte der Stationen 3 (Champagne), 4/I (Autobahnausfahrt Port), 7 (Blöschhaus) und 8 (Strandbad Biel) liegen nahe bei diesen 4.0 mg .

Am anderen Ende des Belastungsgradienten liegen die Stationen 1 (Spital Vogelsang), 4 (Stadtgärtnerei), 13 (Ried) und 14 (Strandbad Nidau) mit einem Chlorophyllgehalt in den Flechten von weniger als 2.0 mg(gTG)^{-1} .

Dass Biel kein Einzelfall ist, zeigte sich bei einer Untersuchung des Chlorophyllgehaltes an 16 Messstationen verteilt über das ganze Schweizer Mittelland. Auch dort konnte eine enge Beziehung mit der Luftbelastung nachgewiesen werden. Die Frage, ob sich gewisse Komponenten der Luftverschmutzung besonders stark auf den Chlorophyllgehalt auswirken, lässt sich aufgrund der heutigen Kenntnisse nicht schlüssig beantworten.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass neben dem Chlorophyllgehalt auch bei wichtigen, bisher nicht untersuchten physiologischen Messgrössen konkrete Hinweise auf einen Zusammenhang mit der Luftverschmutzung vorliegen. Für eine praktische Anwendung dürften sich der Transfer von Photosyntheseprodukten, die Sulfataufnahme und die Proteinsynthese nicht eignen, da doch recht umfangreiche Experimente damit verbunden sind. Für die Erweiterung der Grundlagenkenntnisse des Flechtenstoffwechsels sind diese Methoden und Resultate jedoch sicher nützlich.

6.2.7. Statistische Auswertung der erhobenen Stoffwechseldaten

Wie in der Einleitung bereits erwähnt wurde, sollten die Messungen so umfangreich sein, dass univariate und multiple lineare Regressionsanalysen

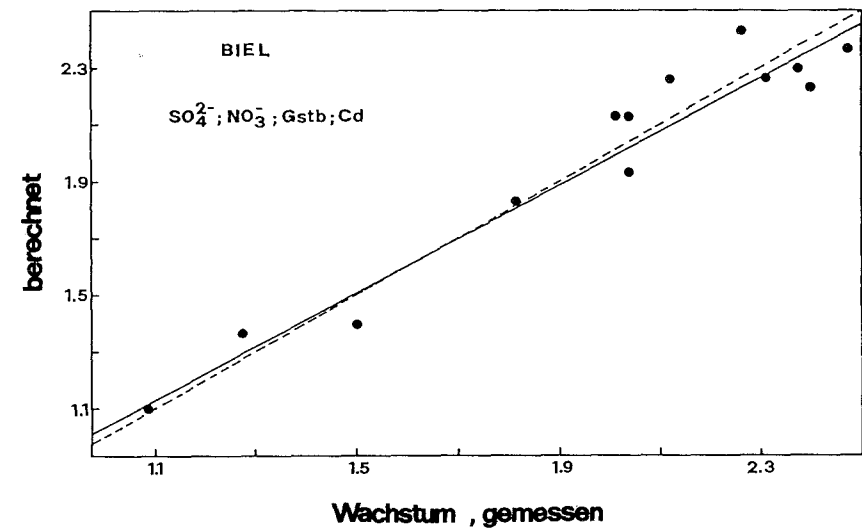


Fig. 6.25. Multiple Regression von 4 Schadstoffkomponenten der Luft (Wachstum berechnet) und dem tatsächlichen, jährlichen Flächenzuwachs von *Parmelia sulcata* gemessen an 13 Stationen in der Stadt Biel (siehe Kap. 6.2.2.). Die gestrichelte Linie stellt die Idealgerade im Falle einer 100% Übereinstimmung dar.

unter Einbezug der berechneten IAP_{18} -Werte (siehe Kap. 6.1.) und der mittels Bergerhoff-Staubsammelgeräten erhobenen Schadstoffwerte durchgeführt werden konnten.

Einerseits wird mit der Wahl eines möglichst umfangreichen Kollektivs von Schadstoffen die Gesamtbelastung optimal repräsentiert, andererseits entspricht in der multiplen Regression der Erwartungswert des Bestimmtheitsmasses, unter der Annahme, dass kein Zusammenhang besteht, dem Verhältnis Anzahl Schadstoffe zu Anzahl Messstationen weniger 1. D.h. der Erwartungswert beträgt in Biel mit 7 Schadstoffen und 13 Stationen bereits $7/(13-1) = 0.58$, bei 4 Schadstoffen jedoch nur 0.33. Aufgrund dieser Überlegungen entschied man sich für ein 4-er Modell mit dem Schadstoffkollektiv SO_4^{2-} , NO_3^- , Gesamtstaub und Cd oder Pb.

Wie aus Figur 6.25. ersichtlich ist, war der Zusammenhang zwischen dem Wachstum und vier gemessenen Schadstoffen sehr gut. Mittels multipler Regression wurde ein Bestimmtheitsmass (R^2) von 0.92 und eine deskriptive Sicherheitsschwelle (p) von 0.0001 berechnet. Von diesen vier

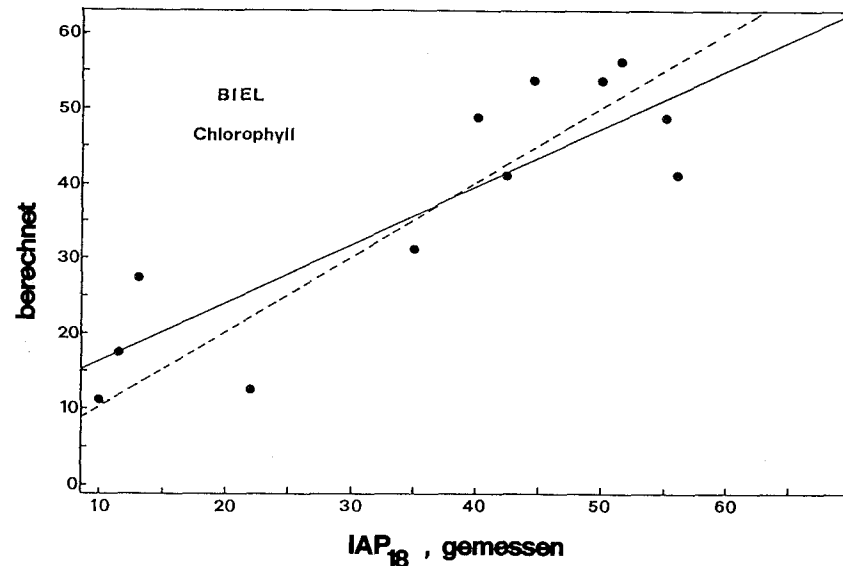


Fig. 6.26. Regressionsgeraden basierend auf den gemessenen IAP_{18} -Werten und der aufgrund der Chlorophyllgehalte von *Parmelia sulcata* (April 1985) berechneten IAP_{18} -Werten von 13 Stationen der Stadt Biel. Die gestrichelte Linie stellt die Idealgerade im Falle einer 100% Übereinstimmung dar.

Schadstoffen ergab sich in der Einzelfaktorenanalyse die beste Übereinstimmung mit dem Gesamtstaub ($R^2 = 0.77$). Dies könnte bedeuten, dass die partikuläre Verschmutzung der Flechtenoberfläche ein wesentlicher Faktor der Wachstumsbeeinträchtigung von *Parmelia sulcata* ist, oder dass der Gesamtstaub eine Grösse darstellt, welche die Luftbelastung gut repräsentiert.

Figur 6.26. zeigt den Zusammenhang zwischen Chlorophyllgehalt und IAP_{18} -Wert. Die Regressionsgerade ($R^2 = 0.78$) weicht hier von der idealen (gestrichelten) Geraden leicht ab, doch ist die Korrelation noch hoch signifikant. Tabelle 6.3. zeigt jedoch, dass die Korrelation mit zunehmendem zeitlichen Abstand zur Erhebung des IAP -wertes (1984) schlechter wird. Das Bestimmtheitsmass sank von 0.78 auf 0.48, was auf einer zunehmenden Streuung der Einzelwerte um die Verlaufsgerade beruht. Dies könnte ein Hinweis darauf sein, dass sich diejenigen Komponenten der Schadstoff-

Tab. 6.3. Vergleich der Chlorophyllgehalte von 4 Messkampagnen mit den IAP_{18} -Werten bzw. der Luftschadstoffbelastung (SO_4^{2-} , NO_3^- , Gstb, Pb) an 13 Stationen in der Stadt Biel mittels univariater bzw. multipler linearer Regressionsanalysen. Der IAP -Wert wurde 1984 bestimmt. Die verwendeten Schadstoffwerte entsprachen dem Jahresdurchschnitt von 1985.

Messkampagne	IAP_{18}		Schadstoffbelastung	
	Bestimmtheitsmass R^2	Deskriptive Sicherheitschwelle der Globalhypothese	Bestimmtheitsmass R^2	Deskriptive Sicherheitschwelle der Globalhypothese
April 1985	0.78	0.0001	0.78	0.0100
Juni 1985	0.77	0.0001	0.84	0.0030
Okt. 1985	0.58	0.0024	0.68	0.0410
Feb. 1986	0.48	0.0086	0.88	0.0009

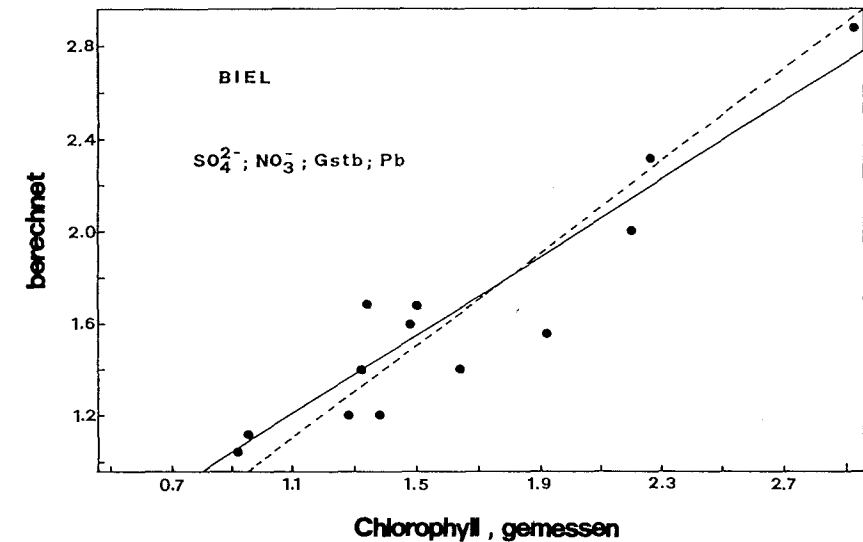


Fig. 6.27. Multiple Regression von 4 Schadstoffkomponenten der Luft (Chlorophyll berechnet) und dem tatsächlichen Chlorophyllgehalt (mg pro g FG) von *Parmelia sulcata* (Februar 1986) von 13 Stationen der Stadt Biel (siehe Kap. 6.2.2.). Die gestrichelte Linie stellt die Idealgerade im Falle einer 100% Übereinstimmung dar.

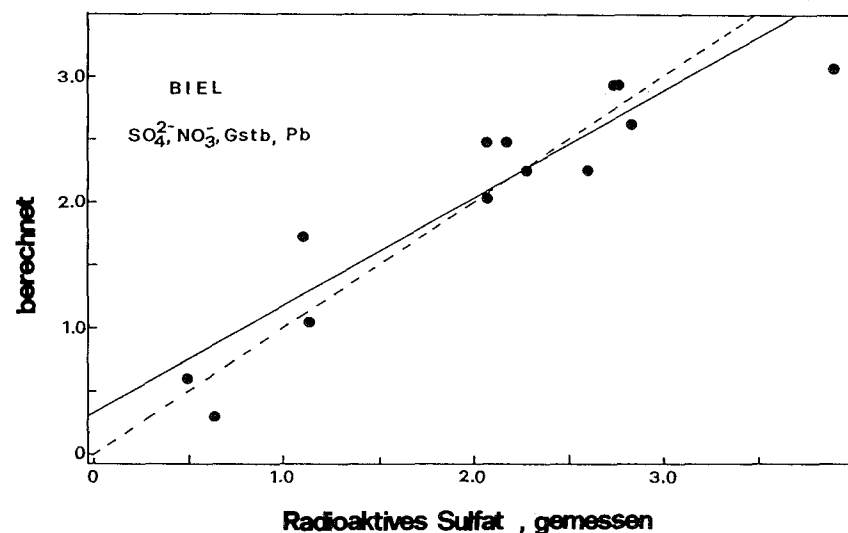


Fig. 6.28. Multiple Regression von 4 Schadstoffkomponenten der Luft (Sulfat berechnet) und der tatsächlichen Aufnahme von radioaktivem Sulfat (Sommer 1985) durch *Parmelia sulcata* von 13 Stationen der Stadt Biel (siehe Kap. 6.2.2.). Die gestrichelte Linie stellt die Idealgerade im Falle einer 100% Übereinstimmung dar.

belastung, die sich auch auf den Chlorophyllgehalt auswirken, im Verlauf von 1985 leicht verändert hatten. Anders verhielt es sich beim direkten Vergleich des Chlorophyllgehaltes mit den gemessenen Schadstoffwerten von 1985 (Fig. 6.27.). Das Bestimmtheitsmass betrug beim 4er Modell 0.88; die deskriptive Sicherheitsschwelle 0.0009. Wie die Werte in der Tabelle 6.3. zeigen, war das Bestimmtheitsmass der letzten Messkampagne (Februar 1986) am höchsten. Dies kann so interpretiert werden, dass die Flechten mit einer gewissen zeitlichen Verzögerung reagieren, die beste Übereinstimmung mit den 1985 erhobenen Schadstoffdaten entsprechend später zu erwarten ist und sich die Belastungssituation der Luft mit der Zeit geändert hat. Dies deckt sich mit der oben im Zusammenhang mit dem IAP geäußerten Vermutung. Bei der Einzelfaktorenanalyse ergaben Pb und Cu die besten Resultate ($R^2 = 0.69$, bzw. 0.59). Pb gab einen indirekten Hinweis darauf, dass der Chlorophyllgehalt wesentlich durch verkehrsbedingte Emissionen beeinflusst werden könnte.

Wie Fig. 6.28. zeigt, war auch die Übereinstimmung der Sulfataufnahme mit dem 4er Modell recht gut ($R^2 = 0.84$; $p = 0.0022$). Erstaunlicherweise bestand weder für die Sulfataufnahme noch für den Sulfatgehalt ein univariater Zusammenhang mit dem mittels Depositionsmessungen (Liesegangmethode und HPLC-Bestimmung) bestimmten Sulfatgehalt.

Literatur

- Feige, G.B., 1978: Probleme der Flechtenphysiologie. Nova Hedwigia, Vol. XXX, Braunschweig, 725–774.
- Herzig, R., R. Liebendörfer und M. Urech, 1987: Flechten als biologische Indikatoren der Luftverschmutzung in der Schweiz: Methoden-Evaluation und Eichung mit wichtigen Luftschadstoffen. VDI-Berichte 609, 619–639.
- Holopainen, T.H., 1983: Ultrastructural changes in epiphytic lichens, *Bryoria capillaris* and *Hypogymnia physodes*, growing near a fertilizer plant and a pulp mill in central Finland. Ann. Bot. Fennici 20, 169–185.
- Kauppi, M., 1980: The influence of nitrogen-rich pollution components on lichens. Acta Univ. Ouluensis (A 101 Biol.) Bd. 9, 1–25.
- Matthes, U. und G.B. Feige, 1983: Ecophysiology of lichen symbiosis (O.L. Lange, P.S. Novel, C.B. Osmond und H. Ziegler eds.). Encyclopedia Plant Physiology, New Series Vol. 12c, Springer, Berlin.
- Nash, Th. und L. Sigal, 1981: Ecological approaches to the use of lichenized fungi as indicators of air pollution. The fungal community: its organization and role in the ecosystem. (O.T. Wicklow and G.C. Carrol eds.), Marcel Dekker, New York.
- Richardson, D.H.S. und E. Nieboer, 1983: Ecophysiological responses of lichens to SO_2 . Journ. Hatt. Bot. Lab. 54, 331–351.
- Von Arb, Ch. und C. Brunold, 1990a: Lichen physiology and air pollution I: Physiological responses of in situ *Parmelia sulcata* Taylor, among air pollution zones within Biel, Switzerland. Can. J. Bot., 68, 35–42.
- Von Arb, Ch., Ch. Müller, K. Ammann and C. Brunold, 1990: Lichen physiology and air pollution II: Statistical analysis of the correlation between SO_2 , NO_2 , NO and O_3 , and chlorophyll content, net photosynthesis, sulfate uptake and protein synthesis of *Parmelia sulcata* Taylor. New Phytol., 115, 431–437.
- Von Arb, Ch. und C. Brunold, 1990b: Lichen physiology and air pollution III: Sulfate assimilation, sulfate content and protein synthesis of *Parmelia sulcata* Taylor, collected at various locations in the city of Biel, Switzerland. In Vorbereitung.

7. Der Einfluss meteorologischer und lufthygienischer Faktoren auf akute Erkrankungen der Atemwege bei Kindern

HANS MARTY / ROLF ZURBRÜGG

Summary

Cases of various acute respiratory illnesses in children in the city of Biel and its surroundings were recorded and correlated with weather and air pollution data (sulfur dioxide, dust) for 17 months. An increase in cases was noted during the autumn and winter months characterized by low temperatures, high humidity and weather conditions with northerly synoptic winds. A correlation analysis involving these cases and SO₂ deposition values revealed a significant correlation, although a time series analysis (Box-Jenkins) detected no relation that could be ascribed to anything more than chance. No significant correlation could be found between concentrations of SO₂ or dust values and incidence of illness.

Résumé

Pendant une année et demie, des cas de maladies aiguës des voies respiratoires chez des enfants de la région de Bienne ont été enregistrés et mis en relation avec des mesures climatologiques et des mesures de l'hygiène de l'air (dioxyde de soufre, poussières). Une augmentation des cas a été mise en évidence durant les mois d'automne et d'hiver lors de basses températures accompagnées d'une humidité élevée et de vents du nord. Une analyse de la corrélation entre les cas de maladies et les valeurs des dépôts de SO₂ a également mis à jour un lien significatif entre ces deux grandeurs, sans qu'une causalité ait pu être mise en évidence par une analyse menée sur une période déterminée (Box-Jenkins). Aucune corrélation significative n'a pu être démontrée entre les concentrations de SO₂, respectivement les valeurs des poussières et la fréquence des maladies.

Zusammenfassung

Während anderthalb Jahren wurden in der Region Biel Fälle verschiedener akuter Atemwegserkrankungen bei Kindern registriert und mit klimatologischen und lufthygienischen (Schwefeldioxid, Staub) Daten in Beziehung gesetzt. Es ergab sich eine Zunahme der Fälle während der Herbst- und Wintermonate, bei tiefen Temperatu-

ren, hoher Feuchte und Nordlagen. Eine Korrelationsanalyse der Krankheitsfälle mit SO_2 -Depositionswerten ergab ebenfalls einen signifikanten Zusammenhang, ohne dass sich allerdings in einer Zeitreihenanalyse (Box-Jenkins) eine überzufällige Beziehung nachweisen liess. Zwischen SO_2 -Konzentrationen bzw. Staubwerten und Krankheitshäufigkeit liess sich keine signifikante Korrelation herstellen.

7.1. Einleitung

Seit den Untersuchungen des deutschen Kinderarztes De Rudder (1960) ist bekannt, dass meteorologische Faktoren bei der Auslösung akuter Atemwegkrankungen im Kindesalter von Bedeutung sind. Dabei scheint vor allem Kaltluft eine ungünstige Wirkung auszuüben. So wurde festgestellt, dass nach Kaltluftzufuhr Asthmaanfälle häufiger auftreten und Bronchitisbeschwerden zunehmen (Tromp 1968). Auch die Anzahl Erkrankungen an Pseudocroup stieg unter dem Einfluss labiler feuchter Kaltluft eindeutig an (Hadedank und Bazzazi 1972); insbesondere in Talmulden mit Kaltluftansammlungen tritt diese Krankheit gehäuft auf (Ambs et al. 1972, Märki et al. 1978). Bezüglich der Grosswetterlage fand sich eine Zunahme von Pseudocroupfällen unter dem Einfluss kontinentaler, d.h. kalter und trockener Luftmassen (Jaklin et al. 1971). In einer Untersuchung aus der Schweiz liess sich allerdings keine Beziehung zwischen Pseudocroup und einzelnen Wetterparametern wie Temperatur, Luftfeuchtigkeit und Luftdruck nachweisen (Märki et al. 1978).

Der Einfluss der erwähnten Klimatelemente oder Wetterabläufe kommt auch in der jahreszeitlichen Verteilung der akuten Atemwegserkrankungen zum Ausdruck, die einen deutlichen Gipfel im Winterhalbjahr zeigt (Ambs et al. 1972, Wemmer et al. 1976 und Gross et al. 1984). Dabei ist zu bedenken, dass für die saisonalen Schwankungen neben meteorologischen noch weitere Einflüsse von Bedeutung sind. So wurde für den Pseudocroup nachgewiesen, dass die Häufigkeitsverteilung über Jahre genau mit der Durchseuchung durch Parainfluenzavirus zusammenfiel (Denny et al. 1983).

In den letzten Jahren wird neben meteorologischen Faktoren zunehmend der Einfluss der Luftverunreinigung auf akute kindliche Atemwegserkrankungen beachtet, wobei die Schadstoffkonzentration in der Luft stark von den Wetterverhältnissen abhängig ist. Der Komplex der Luftverschmutzung als Ganzes besteht aus einem Gemisch einzelner Luftschadstoffe, die sich in 3 Hauptgruppen unterteilen lassen (Shy et al. 1970):

1. der Komplex Schwefeldioxid/Stäube;
2. die photochemischen Oxidantien (O_3 , Aldehyde, PAN), welche in der Atmosphäre unter Mitwirkung von Kohlenwasserstoffen und Stickoxiden sowie von Sonnenlicht bei hohen Temperaturen infolge komplizierter chemischer Reaktionen entstehen;

3. eine heterogene Gruppe verschiedener Luftschadstoffe, wie Arsen, Asbest, Beryllium, Cadmium, Blei, Quecksilber, Schwefelwasserstoffe und andere.

Die Primärschadstoffe der Gruppe 1 stammen hauptsächlich aus der Verbrennung schwefelhaltiger fossiler Brennstoffe in Heizungen und Industrie, jene der Gruppe 2 aus den Verbrennungsprozessen der Motorfahrzeuge, während jene der Gruppe 3 vor allem aus lokalen, punktförmigen Quellen (Industrie, Kehrlichtverbrennungsanlagen) emittiert werden.

Viele epidemiologische Untersuchungen zu den Zusammenhängen zwischen Luftverschmutzung und menschlicher Gesundheit wurden an Kindern durchgeführt, die sich aus verschiedenen Gründen hierzu besonders gut eignen: sie sind meist standorttreu, rauchen nicht aktiv und sind keiner beruflichen Schadstoffexposition ausgesetzt. Ferner sind ihre Atemwege aus anatomischen Gründen besonders krankheitsanfällig. Die Auswirkungen des Schwefeldioxid-Staub-Komplexes auf kindliche Atemwegserkrankungen sind am besten bekannt. Verschiedene Untersuchungen, hauptsächlich aus England, zeigen übereinstimmend, dass Kinder um so häufiger an akuten Atemwegserkrankungen leiden, je höher der SO_2 -Staub-Gehalt in der Umgebung ist (Douglas et al. 1966, Lunn et al. 1967, Groupe coopératif PAARC 1982). In diesen Studien wurde den unterschiedlichen sozialen Bedingungen Rechnung getragen. Nach Besserung der Luftqualität liess sich eine Abnahme der Atemwegsinfekte feststellen (Lunn et al. 1970). Diese Zusammenhänge galten vor allem für Erkrankungen der unteren Atemwege (Douglas et al. 1966, Colley et al. 1970), einzelne Untersucher fanden aber eine Auswirkung auf Infekte der oberen wie der unteren Atemwege (Lunn et al. 1969) oder nur auf die oberen Luftweginfekte (Groupe coopératif PAARC 1982). Es sind aber auch Studien bekannt, die keinen Einfluss des SO_2 -Staub-Komplexes auf akute Atemwegserkrankungen nachweisen konnten (Love et al. 1982, Dawson et al. 1983). In mehreren deutschen Untersuchungen fand sich eine Zunahme der Pseudocroupfälle mit steigender Staub- (Wemmer et al. 1976, Mühling et al. 1985) und SO_2 -Belastung (Jaklin et al. 1971, Emmerich et al. 1972, Wemmer et al. 1976). Gemäss einer kürzlich erschienenen Arbeit gelten diese Zusammenhänge sowohl für die Kurzzeit- wie auch für die Langzeitbelastung und wurden auch für das Auftreten der obstruktiven Säuglingsbronchitis bestätigt (Mühling et al. 1985). Weiter liess sich an Kindern mehrfach nachwei-

sen, dass die Lungenfunktion mit steigender SO_2 -Staub-Belastung sich verschlechtert (Sharatt und Cerny 1979, Mostardi 1981, Groupe coopératif PAARC 1982). Während akuter Luftverschmutzungsperioden ergaben sich widersprüchliche Resultate im Hinblick auf Änderungen der Lungenfunktion (Stebbing et al. 1976, Dockery et al. 1982).

Bezüglich der photochemischen Oxidantien als Luftschadstoffe ergaben sich weniger eindeutige Ergebnisse; es liegt hierzu auch eine kleinere Anzahl Untersuchungen vor (WHO 1977 und 1978). Zwar fand sich in 2 Studien unter NO_2 -Belastung eine Zunahme der Atemwegserkrankungen, doch blieb die vor allem bekannt gewordene Studie in Chattanooga (Shy et al. 1970, Pearlman et al. 1971, Mostardi 1981) aus methodischen Gründen nicht unbestritten. Nach Senkung der NO_2 -Langzeitbelastung in dieser Region wurden immer noch gehäuft Atemwegserkrankungen beobachtet, was auf nach wie vor auftretende Episoden hoher Belastung zurückgeführt wurde (Love et al. 1982). Die Erkrankungsrate an Influenza war bei Schulkindern in Gebieten verschiedener Oxidantienbelastung gleich (Pearlman et al. 1971), auch die Schulabsenzen wurden dadurch nicht beeinflusst (Wayne und Wehrle 1969). Für die NO_2 -Belastung muss neben dem Motorfahrzeugverkehr als Quelle auch an die «indoor pollution», vor allem durch Kochen mit Gas, gedacht werden, doch scheint deren Einfluss auf akute Atemwegserkrankungen relativ gering (Melia et al. 1982). Von grösserer Bedeutung ist das Rauchen bei den Eltern, vor allem bei der Mutter (Ware et al. 1984). Auch für photochemische Oxidantien liess sich eine Verschlechterung der Lungenfunktion mit steigender Belastung nachweisen (Kagawa und Toyama 1975).

Asthmakranke sind aufgrund ihrer bronchialen Hyperreaktivität gegenüber Luftverunreinigungen besonders empfindlich. Eine epidemiologische Studie an Kindern in Los Angeles zeigte, dass mit steigender Stickoxid- und Kohlenwasserstoffbelastung die Asthmaattacken zunahmen, während mit Ozon und SO_2 eine umgekehrte Beziehung bestand (Richards et al. 1981). Erstaunlicherweise nahm in einer weiteren Untersuchung die Anzahl Hospitalisationen wegen Asthmas mit steigender Schadstoffbelastung durch SO_2 und Kohlenstoff ab (Dawson et al. 1983).

Schliesslich sei erwähnt, dass die Rolle der Luftverschmutzung auch für die Entwicklung chronischer Atemwegserkrankungen, vor allem der chronischen Bronchitis, nachgewiesen wurde (Colley und Brassler 1981, Holland 1983).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass eine Vielzahl ausländischer Studien die Bedeutung der Luftschadstoffe in der Pathogenese akuter Atemwegserkrankungen bei Kindern klar herausgestellt hat. Während bei hoher Luftschadstoffbelastung ein Zusammenhang mit dem Auftreten von Atemwegserkrankungen eindeutig nachweisbar ist, kann ein möglicher schädigender Effekt bei niedrigeren Immissionskonzentrationen von einer Reihe von Störvariablen verdeckt werden. Insbesondere klimatische Faktoren scheinen einen nachhaltigen Einfluss bei der Genese einer Reihe von Atemwegserkrankungen auszuüben. In der Schweiz lagen zur Zeit unserer Studie noch keine Untersuchungen zu der erwähnten Problemstellung vor.

Da die Resultate ausländischer Studien wegen Unterschieden in der Immissionssituation und wegen meteorologischer Eigenheiten unseres Landes, bedingt durch die besondere Topographie, nur mit Vorbehalt auf schweizerische Verhältnisse übertragen werden können, ist die Durchführung solcher Studien in unserem Land angezeigt. Im Rahmen der interdisziplinären Arbeitsgruppe Biel bot sich die Gelegenheit, in der Region Biel die Bedeutung klimatischer und lufthygienischer Faktoren zu erfassen, welche das Auftreten bestimmter akuter Atemwegserkrankungen bei Kindern beeinflussen.

7.2. Methodik

In der Region Biel wurden vom 1. November 1980 bis 31. März 1982 Daten über das Auftreten von Atemwegserkrankungen bei Kindern erhoben. Diese konnten mit den über längere Zeit laufenden klimatologischen Untersuchungen sowie mit Immissionsmessungen in Beziehung gesetzt werden. Mit dem dadurch entstandenen Datensatz wurden Korrelationen zwischen Einzelgrößen (klimatologische Elemente, Luftschadstoffe, Auftreten von Atemwegserkrankungen) berechnet. Die weitere statistische Auswertung erfolgte mit einfachen statistischen Tests (W-Test, Kruskal-Wallis-Test).

7.2.1. Meteorologische und lufthygienische Messungen

Die meteorologischen und klimatologischen Messungen gliedern sich in zwei Teile: Zum einen wurden an festen Standorten Langfristmessungen vorgenommen, um zeitabhängige und wetterlagenbezogene Mittelwerte errechnen zu können. Zum anderen wurden episodische Feldexperimente durchgeführt, bei welchen für typische Wetterlagen räumlich und zeitlich feinaufgelöste Daten erhoben wurden. Kapitel 3 gibt einen Überblick über die Resultate der meteorologischen Untersuchungen.

Die lufthygienischen Messungen Biels sind sehr heterogen. Seit 1968 existiert ein Netz mit Summationsmessungen (Liesegang, Bergerhoff). Dieses wurde während dieser medizinischen Untersuchung durch periodische Immissionsmessungen (vor allem von SO_2) ergänzt. Kapitel 4 diskutiert die bisherigen Resultate der lufthygienischen Studien im Überblick.

Als wertvoll erweisen sich für die Interpretation medizinischer Studien auch die in Kapitel 5 diskutierten Modellrechnungen, welche zahlreiche räumliche Darstellungen vermitteln.

7.2.2. Medizinische Daten

Im Kinderspital Wildermeth und in zwei Kinderarztpraxen der Stadt Biel wurden über die Studiendauer von 17 Monaten folgende akute Erkrankungen der Atemwege bei Kindern registriert: Pseudocroup, Epiglottitis, Pneumonie, akute Bronchitis, allergisches Asthma und Infektasthma. Die Diagnose wurde jeweils vom behandelnden Arzt gestellt und falls nötig durch zusätzliche Untersuchungen (Labor, Röntgen, IgE-Bestimmung) erhärtet. Die Diagnose wurde mit Symptomen und Krankheitszeichen auf einem Fragebogen festgehalten. Darin mussten weiter der Zeitpunkt erster Symptome und der Ort, an dem sie auftraten, sowie der Wohnort eingetragen werden. Daneben wurden Daten über frühere Erkrankungen der Atemwege oder allergische Krankheiten beim Patienten oder in dessen Familie gesammelt.

7.2.3. Bedeutung der Studie

Bei der hier beschriebenen Studie handelte es sich um eine kleine Voruntersuchung, welche im Rahmen des NFP 14 nicht weitergeführt wurde. Zur Zeit ist ein entsprechendes Forschungsprogramm (NFP 26) in Diskussion.

Seit dem Abschluss dieses Manuskriptes sind zahlreiche Arbeiten erschienen, welche sich vor allem mit dem Einfluss des Wetters auf Atemwegserkrankungen befassen. Sie wurden für diesen Beitrag nicht aufgearbeitet.

7.3. Resultate

7.3.1. Meteorologische und lufthygienische Untersuchungen

Die vorhandenen meteorologischen Studien (vgl. Kap. 3) zeigen, dass Biel im Winter oft unter langandauernden Inversionslagen mit stark eingeschränktem Luftaustausch und Nebel leidet. Zu dieser Zeit ist es im gasförmigen Bereich vor allem das Stickstoffdioxid, welches hohe Konzentrationen erreicht. Im Sommer weist die Region Biel Ozonbelastungen auf, welche mit jenen des gesamten Schweizer Mittellandes vergleichbar sind. Ganz generell (vgl. Kap. 3 und 4) kann die Aussage gemacht werden, dass Biel lufthygienische Mittelwerte erreicht, welche etwas tiefer liegen als jene der grossen Schweizer Städte wie Genf, Zürich und Basel. Dagegen lassen sich die Extremwerte durchaus mit jenen der stark belasteten Regionen vergleichen.

Sehr schön lassen sich die Gradienten der Stadt-Umland-Schadstoffbelastung aus den Modellrechnungen (Kapitel 5) sowie den Flechtenstudien (Kapitel 6) ableiten.

Zum Vergleich mit den von November 1980 bis März 1982 durchgeführten medizinischen Erhebungen werden in den Figuren 7.1. bis 7.3. die entsprechenden Luftfremdstoffmessungen gezeigt. Figur 7.1. zeigt den Verlauf der 24 Std.-Mittelwerte für SO_2 während der ersten Hälfte des Winterhalbjahres 1981. Bei einem Mittelwert von $73 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lag der höchste gemessene 24 Std.-Mittelwert bei $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Auch wenn heute die SO_2 -Messwerte tiefer liegen dürften, ist damit der Hinweis auf austauscharme Hochdrucklagen mit Nebelmeeren gegeben.

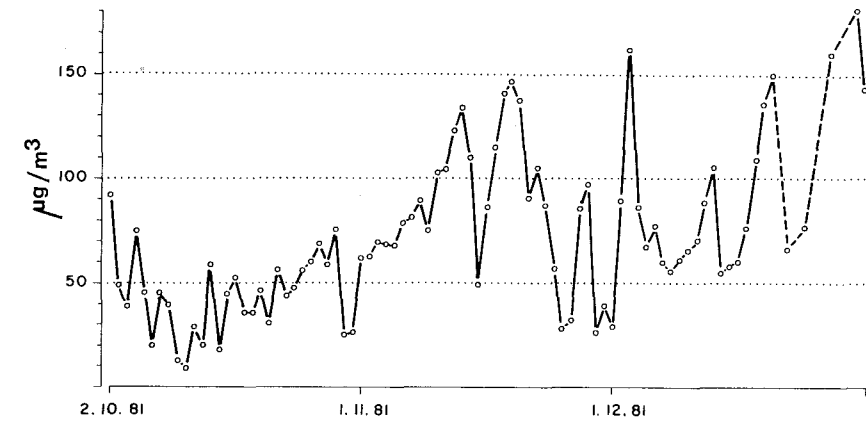


Fig. 7.1. Station Zentralplatz (Stadtzentrum): 24-Std.-Mittelwerte der SO_2 -Konzentration in $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (SO_2 -Detektor Philips PW 9700; Messperiode: 2. 10. bis 31. 12. 1981).

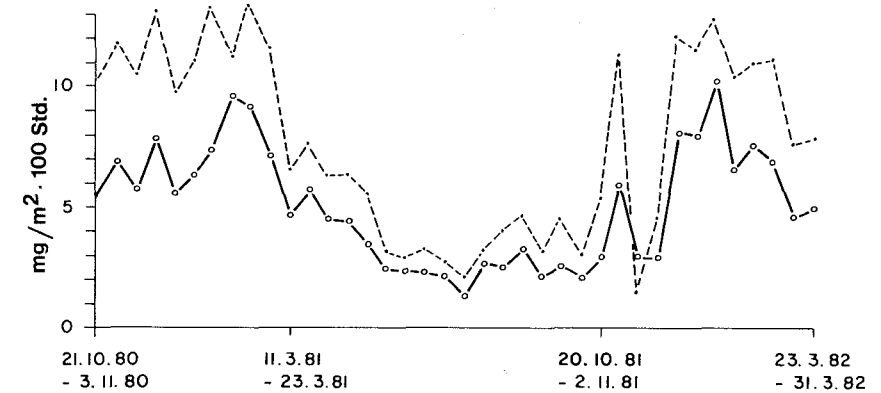


Fig. 7.2. SO_2 -Deposition in $\text{mg}/\text{m}^2 \cdot 100 \text{ Std.}$ (Methode Liesegang; in ca. 14-tägigen Messintervallen vom 21. 10. 1980 bis 31. 2. 1982). Dicke Linie: Durchschnitt von 10 Stationen im Stadtgebiet; gestrichelte Linie: Station Zentralplatz

Figur 7.2. gibt für einen etwas längeren Zeitraum die 14-tägigen Summationsmesswerte des Liesegang-Messnetzes (Absorptionsmessverfahren für gasförmiges SO_2) wieder. Dabei werden die Unterschiede zwischen dem kaum belasteten Sommerhalbjahr und den hohen Werten im Winter deutlich sichtbar.

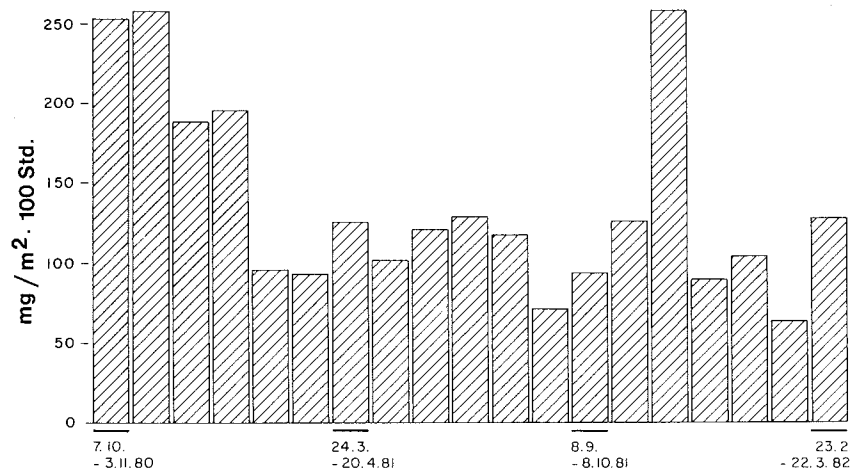


Fig. 7.3. Über 10 Stationen gemittelte Messwerte des Staubniederschlags (Bergerhoff-Methode) in $\text{mg}/\text{m}^2 \cdot 100 \text{ Std.}$ (in ca. 28-tägigen Messintervallen vom 7. 10. 1980 bis 22. 3. 1982).

Auf Figur 7.3. sind schliesslich die Messungen (10 Stationen, 28 tägige Mittelwerte) des Bergerhoff-Netztes dargestellt, welches Summationswerte für die Deposition von Staub und Schwermetallen liefert. Daraus lässt sich eine leichte bis mässige Staubbelastung mit wiederum grossen Differenzen zwischen Sommer und Winter ableiten.

7.3.2. Krankheitsfälle

Während der 17 monatigen Studiendauer wurden insgesamt 586 Fälle akuter Atemwegserkrankungen erfasst, von denen 563 ausgewertet werden konnten. 372 Fälle wurden in der Stadt Biel und 191 in der weiteren Umgebung in einem Umkreis von 25 km um Biel registriert. Die Verteilung der Krankheitsfälle auf die einzelnen Krankheiten ist aus Tabelle 7.1. ersichtlich. Da die klimatischen Messwerte und die Immissionsdaten nur für die Krankheitsgruppen der Stadt Biel repräsentativ waren, konnten nur die in der Stadt erfassten Fälle mit diesen Daten korreliert werden.

Tab. 7.1. Verteilung der registrierten Krankheitsfälle in Bezug auf Diagnose und Aufenthaltsort zu Beginn der ersten Symptome

	Stadt Biel	Umgebung	Total
Pseudocroup	141	89	230
Epiglottitis	6	0	6
Akute Bronchitis	109	31	140
Allergisches Asthma	19	10	29
Infektasthma	53	20	73
Pneumonie	44	35	79

7.3.3. Jahreszeitliche Verteilung der Erkrankungen

Figur 7.4. zeigt die jahreszeitliche Verteilung der Krankheitsfälle, welche entsprechend ihrem Auftreten in der Stadt Biel oder in deren Umgebung dargestellt sind. Dabei zeichnet sich erwartungsgemäss eine Häufung der Erkrankungen in den Herbst- und Wintermonaten ab. Analog sind die Verteilungen des Pseudocroup in Figur 7.5.a) und der akuten Bronchitis in Figur 7.5.b) festgehalten. Beim Pseudocroup lässt sich eine gleichmässige Verteilung über die ersten 7 Beobachtungsmonate mit einem Gipfel im Februar 1981 feststellen. In den Sommermonaten tritt die Krankheit deutlich seltener auf, während sie im Herbst und im Winter wieder zunimmt. Bei der akuten Bronchitis zeichnet sich eine Häufung in den Herbstmonaten ab; während des Juni/Juli 1981 wurde die geringste Anzahl registriert.

7.3.4. Korrelationsergebnisse zwischen meteorologischen/lufthygienischen Daten und Krankheitshäufigkeit

Bei dieser Auswertung wurden die erhobenen Klimaelemente einzeln mit den lufthygienischen Daten und den verschiedenen Krankheitsbildern korreliert. Für eine vollständige Wiedergabe der Daten wird auf die Arbeit von Rickli (1984) verwiesen. Mit einfachen statistischen Tests wurde für die

einzelnen meteorologischen und lufthygienischen Kriterien untersucht, ob sie an Tagen mit 0, 1, 2, 3 oder 4 Krankheitsfällen signifikante Unterschiede zeigten. Für den einfacheren Vergleich der Tage mit Kranken und der Tage ohne Kranke wurde der W-Test verwendet.

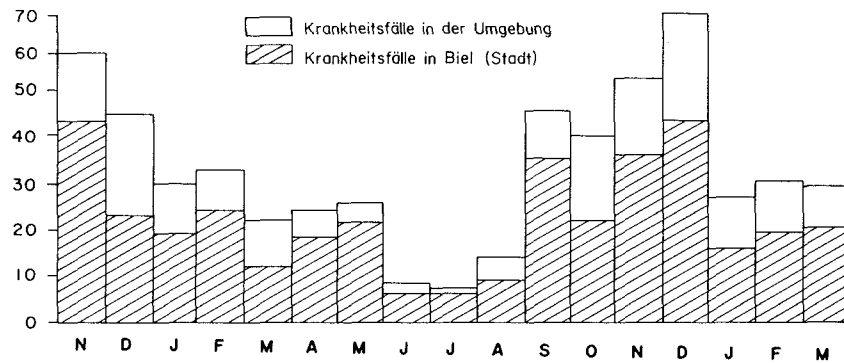


Fig. 7.4. Jahreszeitliche Verteilung aller akuten Atemwegserkrankungen vom 1.11.1980 bis 31.3.1982.

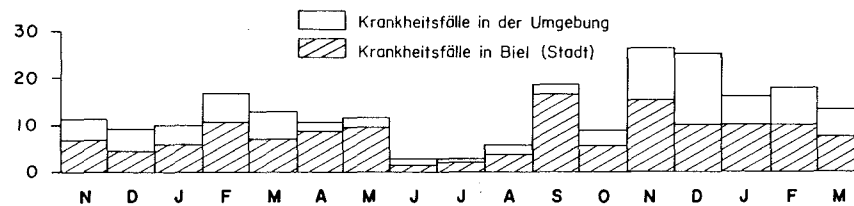


Fig. 7.5.a) Jahreszeitliche Verteilung der Pseudocroupfälle vom 1.11.1980. bis 31.3.1982.

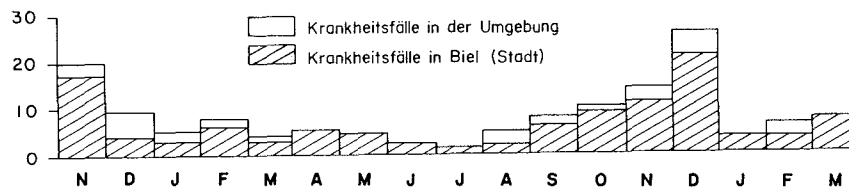


Fig. 7.5.b) Jahreszeitliche Verteilung der Fälle mit akuter Bronchitis vom 1.11.1980 bis 31.3.1982.

Korrelationsmatrix Meteorologie-Lufthygiene

Die Berechnung der Korrelationen zwischen meteorologischen und lufthygienischen Messgrößen ergibt Anhaltspunkte für die Abhängigkeit dieser Faktoren voneinander. Es sollen hier nur die Korrelationen zwischen den SO₂-Depositions- bzw. SO₂-Konzentrationsmessungen und den klimatischen Faktoren auszugsweise wiedergegeben werden: Für die SO₂-Deposition ergeben sich erwartungsgemäss negative Korrelationen mit der Tagesmitteltemperatur (Korrelationskoeffizient $r = -0.7675$) und der absoluten Feuchte ($r = -0.6669$). Für die SO₂-Konzentration betragen die Korrelationskoeffizienten zur Tagesmitteltemperatur -0.5116 , zur absoluten Feuchte -0.4362 und zum Wind (Geschwindigkeit) -0.2712 . Die übrigen Klimaelemente zeigen niedrigere Korrelationen.

Statistische Auswertungen im Zusammenhang mit den medizinischen Daten

Im Bereich Meteorologie ergaben Anwendungen des Kruskal-Wallis- und des T-Tests, dass ein signifikant häufigeres Auftreten von Atemwegserkrankungen (95%-Niveau) bei tiefen Temperaturen und hoher Luftfeuchte festzustellen ist. Hochsignifikant ist insbesondere die Korrelation zwischen der Feuchte und der akuten Bronchitis.

Als aufschlussreich erwies sich auch der einfache Vergleich der relativen Häufigkeit des Auftretens akuter Atemwegserkrankungen einerseits und der Wetterlagen andererseits (Fig. 7.6.). Dabei traten vor allem bei den West- und Nordlagen signifikant höhere Krankheitszahlen auf. Die Betrachtung der Einzelfälle zeigt, dass Westlagen eher mit Niederschlägen und höheren Temperaturen und Nordlagen mit starken Winden (Bise), Kaltluftadvektion (und teilweise Nebelmeeren mit Temperaturinversionen) verbunden sind. Dabei ist interessant, dass bei den feuchten Westlagen die eine der beiden wichtigsten Atemwegserkrankungen (akute Bronchitis) und den Nordlagen die andere (Pseudocroup) besonders häufig auftritt. Dies wird auch aus Figur 7.5. ersichtlich, wo der Pseudocroup im Hochwinter gegenüber der akuten Bronchitis klar überwiegt.

Auf der lufthygienischen Seite stehen keine durchgehenden Konzentrationsmessungen zur Verfügung. Als sehr grober Indikator für den SO₂-Jahresgang mögen die Depositionswerte der Liesegang-Messungen gelten.

Helfenstein (1986) führte damit eine erweiterte Zeitreihenanalyse nach Box-Jenkins durch. Dabei überprüfte er die gegenseitigen Beziehungen zwischen den Zeitreihen der SO₂-Deposition bzw. -Absorption (Liesegang) und denjenigen des Pseudocroup und der akuten Bronchitis. Er stellte fest, dass die Box-Jenkins-Zeitreehenanalyse keine überzufällige Beziehung zwischen den Reihen der SO₂-Deposition und Pseudocroup respektive akute Bronchitis aufzeigt (Helfenstein 1986). Figur 7.7.a) zeigt die Zeitreihen von SO₂-Deposition und Pseudocroup, welche deutlich autokorreliert sind. Figur 7.7.b) zeigt die Residuen der beiden Zeitreihen, welche sich nicht von «weissem Rauschen» unterscheiden.

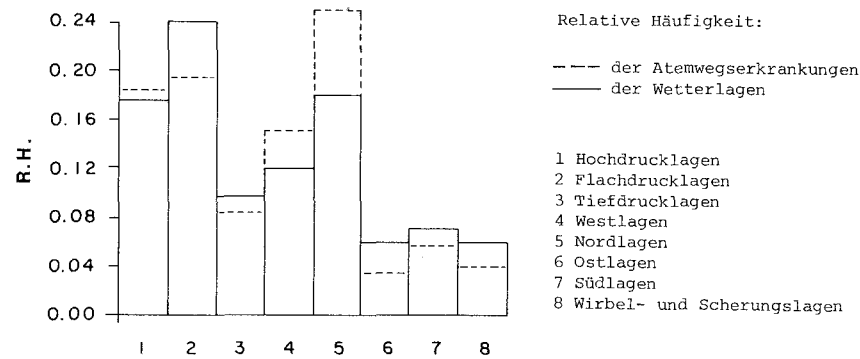


Fig 7.6. Das Auftreten akuter Atemwegserkrankungen in Abhängigkeit von bestimmten Wetterlagen, dargestellt anhand ihrer relativen Häufigkeiten (Periode 1.11.1980–31.3.1982).

Für die Periode der SO₂-Konzentrationsmessungen wurden gesonderte Studien durchgeführt. Wie bei Helfenstein (1986) ergaben sich bei Einbezug sowohl meteorologischer als auch lufthygienischer Daten kaum signifikante Zusammenhänge. Am ehesten könnte gemäss Tabelle 7.2. noch eine Beziehung zwischen den täglichen Fallzahlen, den SO₂-Tagesmittelwerten und den Tagesmitteltemperaturen vermutet werden.

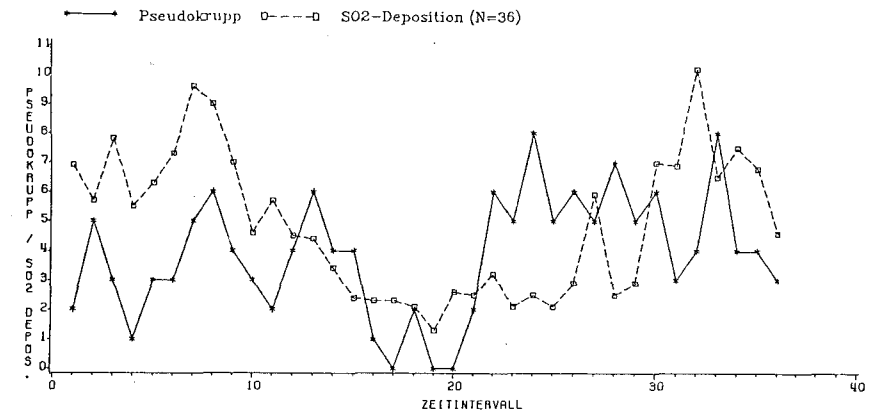


Fig. 7.7 a) SO₂-Deposition in 14-tägigen Intervallen vom 5.11.1980 bis zum 23.3.1982. Anzahl Fälle von Pseudocroup in denselben Zeitintervallen.

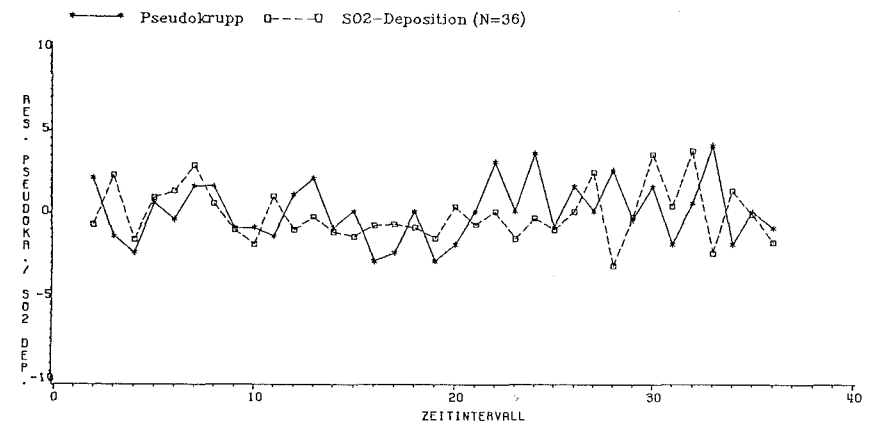


Fig. 7.7. b) Residuen der beiden Zeitreihen aus Fig. 7.7.a).

7.4. Diskussion

Der Jahresverlauf der akuten kindlichen Atemwegserkrankungen zeigt in Biel die aus der Literatur bekannten Schwankungen mit einem Anstieg während der Wintermonate. Eine positive Korrelation zu diesen Atemwegserkrankungen bestand für tiefe Temperaturen und hohe Luftfeuchte.

Tab. 7.2. Periode mit SO₂-Konzentrationsmessungen: tägliche Fallzahlen im Vergleich zu den entsprechenden SO₂ 24 Std.-Mittelwerten und Tagesmitteltemperaturen.

	Anzahl Tage	SO ₂ -24-Std.-Mittelwert (µg/m ³)	Tagesmitteltemperatur (°C)
0 Fälle	37	67	5,0
1 Fall	29	71	3,6
2 Fälle	19	74	3,8
3 Fälle	7	99	2,9
4 Fälle	3	55	3,7

Ferner beobachteten wir eine signifikante Zunahme der Erkrankungsfälle bei Nordlagen, die oft mit Bise und Temperaturinversionen verbunden sind.

Einen ähnlichen Jahresgang wie die Erkrankungsfälle weisen die gemessenen SO₂- und Staub-Belastungen in der Stadt Biel auf, wobei der Anstieg der Schadstoffe im Winter neben der erhöhten Heiztätigkeit durch die ungünstigen klimatischen Verhältnisse bedingt ist. Die Untersuchungen des Geographischen Instituts zeigen, dass Wetterlagen mit starken Bodenwinden und neutraler Temperaturschichtung erwartungsgemäss zu einer guten Durchlüftung mit entsprechend tiefen SO₂-Konzentrationen führen, während 3 Std.-Mittelwerte über 100 µg/m³ bei Hochdruckwetterlagen mit ausgeprägter Temperaturinversion auftreten.

Der parallele Jahresverlauf von SO₂-Depositionswerten und Erkrankungshäufigkeit lässt an eine ursächliche Beziehung zwischen der SO₂-Belastung und Atemwegserkrankungen denken. Die Zeitreihenanalyse nach Box-Jenkins, ausgeführt für die Zusammenhänge zwischen SO₂-Deposition und Pseudocroup bzw. akuter Bronchitis, konnte allerdings keine überzufällige Beziehung aufdecken. Beim Vergleich der Konzentrationsmessungen mit den Erkrankungszahlen konnten wir immerhin einen statistisch nicht signifikanten Trend feststellen, wonach mit steigender SO₂-Belastung und sinkender Temperatur die Anzahl Atemwegserkrankungen zunimmt. Der Nachweis eines Zusammenhangs zwischen SO₂-Staub-Belastung und Atemwegserkrankungen in Biel ist vor allem deshalb schwierig, weil unsere auf kurze Perioden beschränkten Schadstoffmessungen gesamt-

haft nur eine leichte bis mässige Luftverschmutzung ergaben. Der höchste gemessene 24 Std.-SO₂-Immissionswert betrug bei uns 180 µg/m³.

In einer kritischen Analyse, die ihrerseits nicht unumstritten ist, gibt Holland (1983) einen 24-Stunden-Mittelwert von 500 µg/m³ für SO₂ in Gegenwart einer Staubbelastung von 250 µg/m³ (gemessen mit der British-Smoke-Methode) an, ab welchem für empfindliche Individuen mit gesundheitsschädigenden Auswirkungen auf die Atemorgane zu rechnen ist. Eine Arbeitsgruppe der WHO kam zum Schluss, dass bei einem 24-Stunden-Grenzwert für SO₂ von 100–150 µg/m³ keine Gesundheitsschädigung zu befürchten sei. Daraus lässt sich ableiten, dass bei der bestehenden Immissionsituation in der Stadt Biel das SO₂ -wenn überhaupt- nur geringe Schäden der Atemwege verursacht. Dabei ist aber mit allem Nachdruck festzuhalten, dass die quantitativ bedeutsamsten Schadstoffe, nämlich Stickoxide, Kohlenwasserstoffe und Ozon, mangels Messmöglichkeiten in der vorliegenden Studie noch nicht berücksichtigt werden konnten. In der Zwischenzeit wurde aber in Biel mit kontinuierlichen Stickoxidmessungen begonnen. Die Ergebnisse des NABEL-Messnetzes belegen eindeutig, dass Stickoxid- und Ozonwerte in Folge des stetig zunehmenden Motorfahrzeugverkehrs ganz massiv ansteigen und vielerorts die in der heutigen Luftreinhalteverordnung vorgesehenen Immissionsgrenzwerte übersteigen, dies im Gegensatz zu SO₂-Staub-Werten, die konstant bis abnehmend sind. Es wäre deshalb sinnvoll, die interdisziplinäre Arbeit in Biel in grösserem Rahmen und insbesondere unter Einbezug kontinuierlicher Schadstoffmessungen inklusive Stickoxiden und Ozon weiterzuführen.

Verdankung.

Wir danken den Bieler Kinderärzten Dr. H.R. Grieder und Dr. J. Klingler für die Mitwirkung bei der Patientenerfassung, sowie Herrn Dr. med. U. Hollenstein vom Biostatistischen Zentrum der Medizinischen Fakultät der Universität Zürich für die Durchführung der Zeitreihenanalyse.

Literatur

- Amb, E., A. Wahle und R. Weise, 1972: Stenosierende Laryngotracheitis und geländebedingte Wettereinflüsse. *Münch. med. Wschr.* 114, 2161–2166.
- Colley, J. R. T. und D. D. Reid, 1970: Urban and social origins of childhood bronchitis in England and Wales. *Brit. med. J.* 1970/II, 213–217.
- Colley, J. R. T. und L. J. Brasser, 1981: Pollution atmosphérique et maladies respiratoires chroniques chez les enfants. *Organisation mondiale de la santé, Genf.*
- Dawson, K. P., J. Allan und D. M. Fergusson, 1983: Asthma, air pollution and climate: a Christchurch study. *N. Z. med. J.* 96, 165–167.
- Denny, F. W., T. F. Murphy, W. A. Clyde, A. M. Collier und F. W. Henderson, 1983: Croup: an 11-year study in a pediatric practice. *Pediatrics* 71, 871–876.
- De Rudder, B., 1960: Strahlung und Wetter. *Handbuch der allgemeinen Pathologie, Band X, Teil I.* Springer, Berlin/Göttingen/Heidelberg.
- Dockery, D. W., J. H. Ware, B. G. Ferris, F. E. Speizer, N. R. Coole und J. M. Herman, 1982: Change in pulmonary function associated with air pollution episodes. *J. Air Pollut. Control Ass.* 32, 937–942.
- Douglas, J. W. B. und R. E. Waller, 1966: Air pollution and respiratory infection in children. *Brit. J. prev. soc. Med.* 20, 1–8.
- Emmerich H., S. W. Bender, W. Emmerich und R. H. Jaklin, 1972: The effect of atmospheric sulfur dioxide on croup syndrome. *Z. Kinderheilk.* 113, 111–121.
- Gross J., J. R. Goldsmith, L. Zaugurill und S. Lerman, 1984: Monitoring of hospital emergency room visits as a method for detecting health effects of environmental exposures. *The Science of the Total Environment* 32, 289–302.
- Groupe Coopératif PAARC, 1982: Pollution atmosphérique et affections respiratoires chroniques ou à répétition. *Bull. europ. Physiopath. resp.* 18, 87–116.
- Hadedank, M. und A. Bazzazi, 1972: Wetterabhängigkeit der stenosierenden Laryngotracheitis (Pseudocroup). *Med. Klin.* 67, 1176–1179.
- Helfenstein, U., 1986: Beispiel einer Zeitreihenanalyse aus den Gebieten Oekologie-Epidemiologie (unveröff. Manuskript).
- Holland W. W., 1983: Evidence for the implication of environmental factors in the aetiology of chronic bronchitis. *Z. Erkrank. Atm.- Org.* 16, 130–137.
- Jaklin, R. H., S. W. Bender und F. Becker, 1971: Environmental factors in croup syndrome. *Z. Kinderheilk.* 111, 85–94.
- Kagawa, J. und T. Toyama, 1975: Photochemical air pollution – its effects on respiratory function of elementary school children. *Arch. environm. Hlth* 30, 117–122.
- Love, G. J., S.-P. Lan und C. M. Shy, 1982: Acute respiratory illness in families exposed to nitrogen dioxide ambient air pollution in Chattanooga, Tennessee. *Arch. environm. Hlth* 37, 75–80.
- Love, G. J., S.-P. Lan und C. M. Shy, 1982: A study of acute respiratory disease in families exposed to different levels of air pollution in the Great Salt Lake Basin, Utah, 1971–1972 and 1972–1973. *Environm. Hlth Perspect.* 44, 165–174.
- Lunn, J. E., J. Knowelden und A. J. Handyside, 1967: Patterns of respiratory illness in Sheffield infant schoolchildren. *Brit. J. prev. soc. Med.* 21, 7–16.
- Lunn, J. E., J. Knowelden und J. W. Roe, 1970: Patterns of respiratory illness in Sheffield junior schoolchildren. A follow-up study. *Brit. J. prev. soc. Med.* 24, 223–228.
- Märki, U., H. Fricker und B. Primault, 1978: Stenosierende Infekte der oberen Luftwege beim Kind. *Schweiz. med. Wschr.* 108, 1424–1430.
- Melia, R. J. W., C. D. Florey, R. W. Morris, B. D. Goldstein, H. H. John, D. Clark, I. B. Craigheath und J. C. Mackinla, 1982: Childhood respiratory illness and the home environment. II. Associations between respiratory illness and nitrogen dioxide, temperature and relative humidity. *Int. J. Epidem.* 11, 164–169.
- Mostardi, R. A., 1981: The University of Akron study on air pollution and human health effects. *Arch. environm. Hlth* 36, 243–255.
- Mühling, P., J. Bory und H. Haupt, 1985: Einfluss der Luftbelastung auf Atemwegserkrankungen: Untersuchungen bei Säuglingen und Kleinkindern. *Staub-Reinhalt. Luft* 45, 35–38.
- Pearlman, M. E., J. F. Finkka, J. P. Creason, C. M. Shy, M. M. Young und R. J. M. Horton, 1971: Nitrogen dioxide and lower respiratory illness. *Pediatrics* 47, 391–398.
- Pearlman, M. E., J. F. Finkka, J. Vanbrugg und V. Newill, 1971: Chronic oxidant exposure and epidemic influenza. *Environm. Res.* 4, 129–140.
- Richards, W., S. P. Azen, P. Stanley, Y. Weiss, S. Stocking und J. Church, 1981: Los Angeles air pollution and asthma in children. *Ann. Allergy* 47, 348–354.
- Rickli, B., 1984: Klimafaktoren und Atemwegserkrankungen bei Kindern. *Manusk. Geogr. Institut d. Univ. Bern.*
- Sharatt, M. T. und F. J. Cerny, 1979: Pulmonary function and health status of children in two cities of different air quality. A pilot study. *Arch. environm. Hlth* 34, 114–119.
- Shy, C. M., J. P. Creason, M. E. Pearlman, K. E. McClain, F. B. Benson und M. M. Young, 1970: The Chattanooga schoolchildren study. I. Methods, description of pollutant exposure, and results of ventilatory function testing. *J. Air Pollut. Control Ass.* 20, 539–545.
- Stebbins, J. H., D. G. Fogleman und K. McClain, 1976: Effect of the Pittsburgh air pollution episode upon pulmonary function in schoolchildren. *J. Air Pollut. Control Ass.* 26, 547–553.
- Tromp, S. W., 1968: Influence of weather and climate on asthma and bronchitis. *Rev. Allergy* 22, 1027–1044.
- Ware, J. H., D. Dockery, A. Spiro, F. E. Speizer und B. G. Ferris, 1984: Passive smoking, gas cooking and respiratory health of children living in six cities. *Amer. Rev. resp. Dis.* 129, 366–374.
- Wayne, W. S. und P. F. Wehrle, 1969: Oxidant air pollution and school absenteeism. *Arch. environm. Hlth* 19, 315–322.
- Wemmer, U., G. Spelger und Ch. Kirschner, 1976: Laryngotracheobronchitis und Luftverschmutzung durch SO₂. *Mshcr. Kinderheilk.* 124, 241–243.

World Health Organisation, 1977: Environmental Health Criteria 4: Oxides of nitrogen. Genf.

World Health Organisation, 1978: Environmental Health Criteria 7: Photochemical oxidants. Genf.

8. Raumplanerische Bewertung im Sinne einer Synthese

8.1. Bau-, Nutzungs- und Freiflächenplanung

PHILIPP GENSHEIMER

Summary

The first part of this assessment of land use planning deals with the question of how scientific findings can be put to use by urban planners particularly concerned with area development planning. Microclimatic conditions are crucial to the quality of life in urban areas. Thus the declared aim of all research efforts up to now has been to relate research to specific practical measures. The first part of this chapter describes characteristics of local climate, summarizes the findings of previous studies, and analyzes local, internal processes of air exchange and their effects. This is supplemented by a look at the influence urban planners have and the tools which are at their disposal.

In this course of this discussion a number of specific questions regarding land use have been raised. The aim is to stimulate further research which will provide appropriate answers by carrying out specifically directed simulations and field experiments.

Taken together, the present studies indicate what kind of research is important for later application in land use planning and how its results must be stated so that practical measures result.

If aspects of atmospheric pollution are included in planning processes early on, and impacts as well as relations between systems are calculated, studies of this sort can be of great assistance to planning authorities and political bodies.

Résumé

La première partie de l'estimation urbanistique porte sur la conversion des découvertes de la science dans les domaines de l'urbanisme, en particulier dans la planification des espaces libres et des utilisations. Les conditions microclimatiques représentant un critère crucial pour la qualité de vie dans le secteur urbain, l'application

des connaissances pratiques dans l'élaboration de mesures concrètes était le but déclaré de l'ensemble des travaux de recherche. La description des caractéristiques du climat local, un résumé des conclusions des études précédentes ainsi que l'analyse des processus des échanges d'air interne et de leurs facteurs d'influence forment la première partie de ce travail. Il est complété par un aperçu du répertoire des possibilités d'influence et des instruments qui sont à disposition de l'urbanisme.

Au cours des études, divers problèmes concrets, en rapport avec l'environnement, ont été formulés dans le but que les futurs travaux de recherche permettent des réponses appropriées au moyen de simulations et d'expériences dans le terrain dirigées. Le bilan des études montre finalement quelles recherches sont importantes pour la réalisation de l'aménagement du territoire et de quelle façon les conditions doivent être constituées afin d'amener à des mesures.

Lorsque les aspects d'hygiène de l'atmosphère peuvent être incorporés suffisamment tôt dans les processus de planification et que les facteurs d'influence et les relations systémiques ont été dégagées, une aide précieuse peut, grâce à des études de ce genre, être mise dans la main des autorités de planification et des groupes de politiciens.

Zusammenfassung

Der erste Teil der raumplanerischen Bewertung befasst sich mit der Umsetzung wissenschaftlicher Erkenntnisse in den Aufgabenbereich der Stadtplanung, insbesondere der Freiraum- und Nutzungsplanung. Da die kleinklimatische Situation ein entscheidendes Kriterium für die Lebensqualität im Stadtgebiet ausmacht, war der Praxisbezug bis hin zu konkreten Massnahmen ein erklärtes Ziel der gesamten Forschungsarbeiten. Die Beschreibung der Charakteristiken des Lokalklimas, eine Zusammenfassung der Erkenntnisse der bisherigen Untersuchungen sowie die Beurteilung der lokalen inneren Luftaustauschprozesse und deren Einflussfaktoren bilden den ersten Teil der Arbeit. Er wird ergänzt mit einem Einblick in das Repertoire an Einfluss-Ebenen und Instrumentarien, die der Stadtplanung zur Verfügung stehen.

Im Laufe der Bearbeitung wurden verschiedene, konkrete, raumbezogene Fragestellungen formuliert mit dem Ziel, dass die weiteren Forschungsarbeiten mit gezielten Simulationen und Feldexperimenten entsprechende Antworten erlauben.

Die Bilanz der Studien zeigt schliesslich, welche Untersuchungen für die raumplanerische Umsetzung von Bedeutung sind und wie die Aussagen beschaffen sein müssen, um zu Massnahmen zu führen.

Wenn lufthygienische Aspekte frühzeitig in die Planungsprozesse einfließen und die Wirkungsfaktoren und Systemzusammenhänge herausgearbeitet sind, kann den Planungsbehörden und den politischen Gremien mit Studien dieser Art eine wertvolle Stütze an die Hand gegeben werden.

8.1.1. Generelle Gesichtspunkte, Ziele

Da sich die Raumplanung in erster Linie mit den verschiedenen Nutzungsansprüchen an unseren Lebensraum und deren gegenseitigen Auswirkungen auseinandersetzt, sind heute «Klima» und «Lufthygiene» wichtige Einflussfaktoren für raumwirksame Entscheide.

Die Klimaverhältnisse bestimmen in entscheidender Weise die Nutzungsmöglichkeiten einer Landschaft. Bei der Beurteilung eines Standortes für land- und forstwirtschaftliche Nutzung oder für Erholungszwecke spielt die raumspezifische kleinklimatische Situation eine ausschlaggebende, oft limitierende Rolle. Auch die Standortwahl für Industrie und Gewerbe oder Wohngebiete wird davon beeinflusst und in zunehmendem Masse wird die lokalklimatische Situation zu einem entscheidenden Kriterium für die Umweltqualität im Stadtgebiet.

Umfassende Kenntnisse über die lokalklimatischen Eigenschaften, die massgebenden Einflussfaktoren sowie die möglichen Auswirkungen von Baumassnahmen, Art und Grad der Nutzung und deren Zuordnung sind wichtige Voraussetzungen für die Planung im städtischen und regionalen Umfeld.

Im Arbeitskonzept des Forschungsprogramms «klimatologisch-lufthygienische Untersuchungen im Raume Biel» nehmen die Themenkreise der Folgewirkungen und der raumplanerischen Massnahmen einen wichtigen Teil ein (Fig. 1.2.). In der Projektskizze zum Finanzierungsplan wurden sie zu den Hauptzielsetzungen des Programms erhoben, das möglichst interdisziplinär in Zusammenarbeit mit den betroffenen Amtsstellen und im Kontakt mit politischen Behörden durchgeführt werden sollte. Dieses zweifelloso grosse Ziel setzte eine in verschiedener Hinsicht neuartige Arbeit auf verschiedenen Ebenen und einen entsprechend hohen Koordinationsaufwand voraus. Der geforderte Praxisbezug solcher interdisziplinärer Forschungsarbeiten stellte auch hinsichtlich der Organisation hohe Ansprüche.

Wenn es darum geht, mit den Mitteln, die der Raumplanung zur Verfügung stehen, die Durchlüftung des städtischen Agglomerationsgebietes zu verbessern oder sie zumindest nicht zusätzlich zu behindern und im Hinblick auf Stadtklima und Lufthygiene richtige Entscheide zu treffen, die sich auf einem fundierten wissenschaftlichen Hintergrund abstützen können, müssen drei grundlegend verschiedene Operationsebenen einander näher gebracht werden:

Die *wissenschaftlich-technische* Bearbeitung eines raumbezogenen Themas, mit den Denkprozessen aus Forschung und Lehre der Hochschule, steht den *pragmatischen Ansätzen* der Raumplanung mit ihren bekannten Sachzwängen hinsichtlich Nutzung, Verkehr und Energie gegenüber. Hinzu kommt die *politische Dimension*, die ebenfalls ihren eigenen komplexen Gesetzmässigkeiten unterworfen ist.

Hat einerseits die Kenntnis der klimatischen Zusammenhänge, der Systematik der lokalen Durchlüftungsmechanismen sowie der lufthygienischen Belastungszustände für den Planer bei der Ausarbeitung von Quartierplänen, Überbauungsordnungen und grossräumigen Nutzungskonzepten einen sehr hohen Stellenwert, sind andererseits auch die Kenntnis der Instrumentarien der Planung und der möglichen Massnahmen sowie die Grenzen der Einflussmöglichkeiten für die wissenschaftliche Bearbeitung von grosser Bedeutung. Dieser gegenseitige Lernprozess war auch ein Ziel der Arbeit.

Eine der wichtigsten Voraussetzungen für die Umsetzung von wissenschaftlichen Erkenntnissen in raumwirksame Massnahmen – das bedeutet letztlich immer die Schaffung rechtsverbindlicher Instrumente in Form von Plänen und Vorschriften – ist neben der Kenntnis vor allem auch der Nachweis oder zumindest die planerische Begründung der Auswirkungen einer solchen Massnahme. Die Wirksamkeit einer grundeigentümergebundenen Vorschrift wie Grünanteil, Dachgestaltung oder Bauform muss hinreichend begründet und ihre Notwendigkeit nachweisbar gefordert werden können. Letztlich war auch dies ein Hauptziel der klimatologischen Untersuchungen.

8.1.2. Raumbezogene Problemstellung

Im Raume Biel-Seeland zeigt das Lokalklima zwei stark unterschiedliche Charakteristiken:

- Im Frühling und Sommer warm und bewölkungsarm mit einer geringen Spätfrostgefährdung. Der See dämpft ausgesprochene Temperaturspitzen. Er ist zusammen mit einer meist genügenden Durchlüftung mitverantwortlich für ein Klima, das abgesehen von einigen wenigen Föhnla-

gen als angenehm empfunden wird. Die Gewitterhäufigkeit ist vergleichsweise gering.

- Im Herbst und Winter dagegen treten häufig beträchtliche Niederschläge auf. Besonders unangenehm werden die längeren «Schlechtwetterperioden» (trotz Hochdruckwetter) empfunden, die mit anhaltendem Nebel verbunden sind.

Aufgrund der Topographie herrschen zwei Hauptwindrichtungen vor, NE und SW, während im Lokalbereich der Jurasüdhänge periodisch Hangaufwinde bei Tag und Hangabwinde bei Nacht auftreten.

Die tiefliegende Ebene des Seelandes bildet ein Sammelbecken für Kaltluft, das zusammen mit der starken Verdunstung in den Schotter- und Schwemmlandgebieten für die typische, hohe Nebelhäufigkeit des Jurasüdfusses verantwortlich ist. Der See hingegen dämpft den Jahresgang der Temperaturen, im Winter als Wärmereservoir, im Sommer als Kühlement.

Die wichtigsten Eigenheiten des Stadtklimas, das sich wesentlich vom Klima des Umlandes unterscheidet, lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Windschwäche:

Die Oberflächenrauigkeit der städtischen Bebauung lässt die übergeordneten Winde über dem Stadtgebiet stark abnehmen. Während in den breiten Luftschneisen eine Durchlüftung weitgehend gewährleistet ist, kann es in gewissen Strassenschluchten praktisch windstill bleiben oder zu Luftwirbeln kommen, die Staub und Schadstoffe nur aufwirbeln, aber keinerlei Luftaustausch ermöglichen. Die Lokalisierung dieser «Schmutzecken der Stadtökologie» sowie der Einfluss der Art der Bebauung oder der Freihaltung auf den Luftaustausch sind wichtige Problemkreise der Stadtklima-Forschung.

- Wärmeinsel:

Verschiedene Prozesse (u.a. das erhöhte thermische Speicherungsvermögen und die Zufuhr von Heizungswärme) bewirken, dass die Stadt vor allem nachts zur Wärmeinsel wird. Die erhöhte Absorption der kurzwelligen Sonnenstrahlung durch städtische Baukörper und Luftverunreinigungen und die durch Materialeigenschaften und Oberflächengeometrie (Strassenschluchten) bedingten Veränderungen der Strahlungs- und Reflexionseigenschaften tragen ebenfalls zur städtischen Überwärmung bei.

Schliesslich wird die Energiebilanz im Stadtraum durch den reduzierten Vegetationsbestand, den durch Oberflächenversiegelung und Kanalisation bedingten beschleunigten Regenwasserabfluss und die dadurch bewirkte Abnahme der latenten Wärmeproduktion verändert. Es entsteht ein städtischer Temperaturüberschuss von durchschnittlich 3°C. In extremen Fällen sind Unterschiede von bis zu 7°C zwischen dem Stadtzentrum und dem Bözingenmoos festzustellen (vgl. Kap. 3.3.3.).

– Luft- und Bodentrockenheit:

Während die vorherrschenden Materialien der bebauten Umgebung (Asphalt, Stein und Beton) vermehrt Wärme speichern und durch ihr Strahlungsverhalten die Lufttrockenheit verstärken, kann sich die Feuchtigkeit nur in Grünbereichen und unbefestigten Flächen anreichern, wo sie durch langsame Verdunstung zur Abkühlung der überhitzten Stadtluft führen kann.

Mehr als 2/3 des anfallenden Regenwassers werden von den befestigten Flächen im Stadtgebiet über die Kanalisation unverzüglich abgeführt. Ein Grossteil der verbleibenden Menge verdunstet schnell und führt in Verbindung mit der gespeicherten Wärme zur typisch städtischen «Schwüle». Nur ein kleiner Teil des Wassers kann im Stadtgebiet gespeichert werden und durch langsames Verdunsten als Abkühlungsreiz wirken.

– Erhöhte Schadstoffkonzentration in der Luft:

Das grosse Verkehrsaufkommen und die Gebäudeheizungen sind die Hauptursachen der erhöhten Luftbelastung durch gas- und staubförmige Schadstoffe im Bieler Stadtgebiet. Und wiederum sind es die städtischen Grünflächen, die die Durchlüftung begünstigen, eine Luftzirkulation durch ihr Strahlungs- und Abkühlungsverhalten bewirken, und die mit ihren Bäumen, Büschen und Hecken grosse Teile der staubförmigen Luftschadstoffe binden können (Filterwirkung).

Die Schadstoffbelastung der Luft, die erhöhte Trockenheit und die reduzierte Windgeschwindigkeit treten oft gleichzeitig auf. Je geringer der Wind und damit der Luftaustausch ist, desto mehr setzen sich die anderen Faktoren durch: Erhöhung der Temperaturen, erhöhte Luftverschmutzung, Stabilisierung der städtischen Abluftfahne. Bei Inversions-Wetterlagen, in denen durch ungünstige Temperaturschichtung kein vertikaler Luftaustausch mehr stattfindet und gleichzeitiger Windstille ist eine Luftvermi-

schung nur noch durch mechanisch bedingte Turbulenz- und Transportprozesse möglich. Sind die Kaltluftleitbahnen verbaut, so findet keine oder nur eine ungenügende Durchmischung statt. Es entsteht ein «Schlechtluft-ruhebecken» (Smog), das die Wohn- und Lebensqualität im Stadtgebiet empfindlich beeinträchtigt.

Bei windarmen Wetterlagen können folglich nur noch das System der Flurwinde (in Biel kaum sichtbar), der Klatluftabfluss aus dem Taubenloch und die innerstädtischen Grünflächen mit ihrem Abkühlungsreiz durch Verdunstung eine Umwälzung der belasteten Stadtluft bewirken.

In den verdichteten Teilen der Agglomeration Biel ist den lokalen, internen Lufttausch-Prozessen grösste Beachtung zu schenken, da sie gerade bei extremen Belastungssituationen die einzige Möglichkeit zur Verdünnung der Konzentrationen bieten. Für das Funktionieren dieses physikalischen Austausches ist die Stadt auf ungehinderte, durchgehende Zuflüsse der kühleren Luft aus der Umgebung angewiesen.

Von grosser Bedeutung für den Luftaustausch im Stadtgebiet sind die nächtlichen Hangabwinde am Jurasüdfuss. Wenn keine übergeordnete Luftströmung vorhanden ist, sorgen sie immer noch für eine gewisse lokale Zirkulation, die zumindest die Filterfunktion des Waldes und des hohen Baumbestandes im Rebberg-Quartier zur Wirkung kommen lässt. Die Erhaltung der grossen Grünflächenanteile am Jurahang, wie auch an den Büttenberg- und Längholzabhängen und die Durchlässigkeit der Bebauung für abfliessende Luftmassen werden somit zu einer stadtklimatisch begründeten Forderung.

Eine wichtige Voraussetzung für diesen Zufluss ist die zusammenhängende Abfolge innerstädtischer Grün- und Freibereiche von aussen nach innen. Dazu wäre ein fischgratartiges Freiflächenmuster anzustreben, das eine Längsachse vom See über den Schüsskanal bis ins Bözingenfeld aufweist und durch mehrere Querverbindungen mit den umgebenden Waldlagen am Hang verbunden ist. Dieses System muss von Bebauung möglichst freibleiben, um einen ungehinderten Luftdurchlass zu garantieren. Die Barrierenwirkung durch Dämme oder querliegende Hochbauten ist unbedingt zu vermeiden. Der ausgleichende Einfluss einzelner Grünanlagen wirkt allerdings nicht sehr tief in das engbebaute Gebiet hinein. Da er zudem keine direkte Abhängigkeit von der Flächengrösse zeigt, ist aus diesem Grunde ein Gitternetz von kleineren Grünflächen wenigen grossen Grünanlagen vorzuziehen.

Durch entsprechende Anordnung der Grünflächen und Ausnutzung örtlicher Strömungsverhältnisse wie Hang- und Talwinde kann der Entlüftungsmechanismus der Stadt verstärkt werden. Mit Hilfe von Pflanzungen können Kaltluftströme gelenkt, verstärkt oder aufgehalten werden. Die wesentlichste Lüfterneuerung muss vor allem in eng bebauten Städten aus den stadtnahen Landschaftsbereichen kommen. Aufgabe des innerstädtischen Grünflächensystems ist es, diese Luftmassen möglichst weit in den Kern zu leiten.

8.1.3. Die Einflussebenen der Raumplanung

Aus der Kenntnis und Analyse der stadtklimatischen Zusammenhänge ergeben sich drei allgemeine Themenkreise, die als Ansatzebenen für Massnahmen zur Verbesserung der Luftqualität dienen müssen:

- Reduktion und Ausgleich der Aufheizung des Stadtgebietes:
Die Temperaturzunahme über dem Stadtgebiet ist das Resultat eines komplexen Systems, das von den Baumaterialien und der Oberflächen-Geometrie, aber auch von der Trockenheit sowie der Schadstoffproduktion und der Gebäudeheizung abhängig ist. Oft empfohlene Massnahmen zur Verminderung der Wärmelast bestehen darin, dass dichtbebaute Gebiete durch baum- und strauchbestandene Grünflächen aufgelockert werden, und dass weniger wärmespeichernde Bau- und Belagsmaterialien wie wasserdurchlässige Bodenbeläge und Dachbegrünungen zur Anwendung kommen.
- Gewährleistung des Luftaustausches im Stadtgebiet:
Die Freihaltung der Durchlüftungssachsen, die optimale Orientierung der Baukörper gegenüber den wichtigsten Luftströmungen und der Ausgleich der Baukörperhöhe müssen Zielrichtung der planerischen Massnahmen sein. Die Empfehlungen sind: Vernetzen der vorhandenen Grünflächen unter Ergänzung mit Neuanlagen zu einem Verbundsystem, offene Gestaltung der umliegenden Bebauung, damit tagsüber und nachts die Zirkulation zwischen den verschiedenen temperierten Oberflächen erleichtert wird, Berücksichtigung der topographisch vorgegebenen Strömungssysteme.

- Reduktion der festen, flüssigen und gasförmigen Luftfremdstoffe:
Einflussebenen und Massnahmen zu den Themen Reduktion der Verkehrsleistung, Heizungsemissionen und Industrieabluft sind in den Kapiteln 8.2. und 8.3. behandelt (Verkehr, Energie).

Neben den zweifellos in erster Priorität notwendigen Massnahmen zur Reduktion der Luftschadstoffe an der Quelle, zu denen die Nutzungs- und Freiraumplanung nur wenig beitragen kann, stehen ihr aber zahlreiche Einflussmöglichkeiten bezüglich Durchlüftung und Lüfterneuerung offen.

Im Laufe der Bearbeitung hat sich die Auflistung der Instrumentarien der Nutzungsplanung auf kommunaler Ebene, ihrer Einflussbereiche und der generellen Ansatzpunkte für konkrete Massnahmen in zweifacher Hinsicht als wichtiger Schritt erwiesen: zum einen, weil von den Massnahmen der Raumplanung oft zu viel erwartet wird, zum andern, weil die Untersuchungsreihen auf konkrete Fragestellungen und Massnahmenbereiche zugeschnitten werden konnten.

Bau- und Nutzungsplanung

Grossräumige Veränderungen sind heute innerhalb der gewachsenen Stadtstrukturen nicht mehr möglich und auch nicht erwünscht. Der früheren strengen Trennung von Wohnen und Arbeiten in Industriegebiete und Wohnquartiere wird heute allerdings unter der strikten Voraussetzung der Minimierung sämtlicher Emissionen eine vernünftige Durchmischung vorgezogen.

Die Einflussmöglichkeiten beschränken sich deshalb auf kleinere Einzelmassnahmen, die aber, wenn sie über einen langen Zeitraum zielgerichtet zur Anwendung kommen, dennoch wichtige Auswirkungen erzielen können.

Als Einfluss-Ebenen stehen zur Verfügung:

- Der Zonenplan, der zurzeit quartierweise revidiert wird.
- Die Bauordnung. Sie steht ebenfalls zurzeit in einem Revisionsverfahren.
- Die Überbauungsordnung, mit der in einem beschränkten Perimeter spezielle Planinhalte und Bauvorschriften festgelegt werden können. Jährlich werden 3–4 solche Verfahren bearbeitet.

Mit diesen Instrumenten können folgende Inhalte in einer rechtsverbindlichen Form beeinflusst und festgelegt werden:

- Freihalten von Bebauung (Auszonung)
- Art der Bebauung: Gebäudehöhe, Form und Stellung der Bauten (Oberflächenrauigkeit, Barrierenwirkung)
- Bauabstände, Zwischenräume (Durchlüftung)
- Art und Grad der Nutzung (Durchlüftung)
- Materialwahl und Gestaltung von Fassade und Dach (Strahlungsbilanz, Reflexion)
- Bauen im Untergrund (Speicherfähigkeit, Abkühlung durch Verdunstung).

Grün- und Freiraumplanung

In den unbebauten Bereichen der städtischen Agglomeration stehen die gleichen Einfluss-Ebenen zur Verfügung wie im Baugebiet:

- Zonenplan (Freifläche, Zone für öffentliche Nutzungen, Grünflächen, Strassen- und Platzräume)
- Bauordnung (Überbauungsgrad, Grünziffer)
- Überbauungsordnung (Sonderbauvorschriften).

Mit diesen drei Instrumenten können folgende Inhalte beeinflusst werden:

- Grünanteile (Freiraumkonzept, Durchlüftung)
- Baufelder und Freihaltebereiche (Durchlüftung)
- Nutzung und Materialwahl im Aussenraum (Wasserhaltefähigkeit, Strahlungsbilanz)
- Gestaltung mit Bäumen, Büschen und Hecken (Lufthygiene, Filterwirkung).

Fragenkatalog

Im Laufe der Bearbeitung wurden verschiedene konkrete und raumbezogene Fragestellungen formuliert. Weitere Feldexperimente sowie Simulationen mit dem numerischen und dem physikalischen Modell sollten darauf möglichst quantifizierbare Antworten erlauben:

- Wieweit vermögen nächtliche Hangabwinde in die jurafussnahen Stadtteile einzudringen und wie gross ist ihr Potential an Frischluftversorgung?
- In welcher Höhe schichten sich die Hangabwinde in die Mittellandluft ein?
- Wo müsste ein Entlüftungskamin am Jurasüdhang zu liegen kommen, um eine möglichst schnelle Verdünnung und einen Abtransport der belasteten Luft zu begünstigen (Juratunnel N5)?
- Wo bilden sich im Stadtgebiet wind- und durchlüftungsschwache Zonen bei Westwind und bei Bise?
- Wie wird das bodennahe Stromfeld bei Westwind und bei Bise modifiziert, wenn sämtliche möglichen Bauflächen verdichtet überbaut sind, und mit welchem Immissionszustand ist für dieses Szenario zu rechnen?
- In welcher Grössenordnung vermögen das Areal des Güterbahnhofs und das anschliessende Gaswerkgebiet das Vordringen der seichten Bisenströmung bis ins zentrale Stadtgebiet zu begünstigen?
- Welchen Einfluss haben die vorhandenen innerstädtischen Grünflächen und das angestrebte Grünachsensystem auf die bodennahe Durchlüftung des Stadtgebietes?

8.1.4. Bilanz der durchgeführten Studien

Auf mehreren Ebenen der Stadtplanung dienten die Resultate der Klimastudien als Grundlage für die Umsetzung in raumbezogene Aussagen oder zumindest als Hinweis auf vorhandene Probleme. Eine konkrete Einwirkung auf die Erarbeitung aktueller Planungsinstrumentarien hatten in erster Linie die Resultate der Untersuchungen über:

- die vertikale Temperaturverteilung,
- die Analyse des bodennahen Windfeldes,
- die lokalen Strömungsverhältnisse (Kap. 3.).

Mit den Aussagen der physikalischen Modellsimulationen im Windkanal sowie aus der mathematischen Analyse der Oberflächenenergiebilanz (Kap. 5.) und dem daraus abgeleiteten Durchlüftungspotential konnten Antworten auf einige Inhalte des oben erwähnten Fragenkataloges erarbeitet werden.

Auch die Resultate des Emissionskatasters (Kap. 2.) haben konkrete Schlussfolgerungen erlaubt, die allerdings weniger raumplanerische Aspekte als vielmehr baupolizeiliche Themen wie objektbezogene Abluftreinigungen oder Ölfeuerungskontrollen betroffen haben.

Die anderen Studieninhalte Bioindikation (Kap. 6.), medizinische Folgewirkungen (Kap. 7.) und Immissionsmessungen (Kap. 4.) zeigen Zustände und Entwicklungstendenzen auf, die zu generellen Schlussfolgerungen führen müssen, wo planerische Massnahmen nicht mehr genügen und der Einflussbereich der einzelnen Gemeinden bei weitem überschritten wird.

Resultate der Studien

Von den Inhalten des Fragenkataloges konnten zwar letztlich nur wenige konkret und mit klaren Schlussfolgerungen beantwortet werden. Die Bilanz der durchgeführten Studien zeigte aber insgesamt eine grosse Menge Daten, detaillierte Kenntnisse der stadintern modifizierten Schadstoffausbreitungsvorgänge und der Durchlüftungssituation sowie Aussagen über das Durchlüftungspotential einzelner Stadtteile.

Solche Resultate erlauben noch keine räumlichen Konzepte. Sie müssen erst in raumwirksame Aussagen umgesetzt werden. Da die Klimaforschung und die Stadtplanung nur stark unterschiedliche Operationsebenen kennen und die Stadtplanung nicht allein von Klimafaktoren beeinflusst wird, ist dieser kreative Schritt der Umsetzung und der Relativierung mit anderen Parametern notwendig. Für die Grün- und Freiraumplanung sind klimatische Faktoren bestimmende Inhalte, aber die Stadtgestaltung und die Erholungsbedürfnisse sind ebenso wichtig. Diese drei Parameter schliessen sich in der Grünplanung gegenseitig nicht aus. Bei entsprechender Berücksichtigung können sie sich sogar ergänzen. In der Bau- und Nutzungsplanung stehen sich diese Einflussfaktoren jedoch oft diametral entgegen.

Umsetzen in raumwirksame Aussagen

Eine der grossen Einflussebenen der stadtklimatischen Erkenntnisse bezogen auf räumliche Entscheidungsprozesse ist die Grün- und Freiraumplanung. Gerade da ist aber die wichtigste Voraussetzung für eine Umsetzung wissenschaftlicher Grundlagenarbeiten in raumbezogene Aussagen die Tat-

sache, dass auch aufbereitete planerische Grundlagen zur Verfügung stehen; in diesem Falle eine Bestandeskartierung sämtlicher städtischer Aussenräume, eingeteilt nach folgenden Kategorien:

- Bedeutung und Nutzungsart:
Grünachse, Erholungspark und Gärten, Strassengrün, Restflächen/Brachfläche.
- Ausstattung und Inhalt:
Bäume (Baumhecke, Baumgruppen, Baumreihen, Einzelbäume, Sträucher, Hecken; einzelne und Gruppen),
Gras- und Krautschicht (Wiesen, Rasen, Bodendecker).
- Funktion und Wirkung:
Klimatische Bedeutung (Durchlüftung, Abkühlungsreiz, Staubfilter),
Schutzfunktion/Steinschlag,
Soziale Funktion (wohnungsnahe Erholung, Spiel, Sport, kulturell, emotionale Wirkung).
- Bewirtschaftungsart und Eigentum:
öffentlich, halböffentlich, privat (vgl. Fig. 8.1.).

Eine weitere Grundlage für die Umsetzung der klimatischen Erkenntnisse war die Analyse sämtlicher Baubereiche im Stadtgebiet hinsichtlich ihrer direkten und indirekten Auswirkungen auf die Durchlüftung: Stellung der Bauten, Barrierenwirkung, Unterschiede in der Oberflächenrauigkeit, Hindernisse (vgl. Fig. 8.2.).

In der Analyse dieser Grundlagen haben die stadtklimatischen Ziele nebst den kulturellen, sozialen und stadtgestalterischen Zielsetzungen einen hohen Stellenwert eingenommen, da sie den hygienischen Aspekt der Freiraumplanung, Gesundheit und Lebensqualität entsprechend der neuen Umweltschutzgesetzgebung wieder in den Vordergrund stellen. Die Planung muss daher bestrebt sein, ungünstige Klimabedingungen abzuschwächen und günstige, zu denen Durchgrünung und Reliefbezogenheit gehören, zu verstärken. Dies bedeutet, dass die städtischen Freibereiche auch bis ins Zentrum gross genug sein müssen, um «klimatisch» wirksam zu bleiben, und jeweils möglichst direkte Verbindungen mit den freien Flächen der Stadtrandgebiete aufweisen sollen.

Aufgrund dieser Vorgaben und Zielsetzungen wurde ein Freifächensystem festgelegt, das auf Vorhandenem aufbaut und das Fehlende ergänzt.

Es strebt ein Netz von Freiräumen und Grünachsen an, welche sich bis in die Wohn- und Arbeitsbereiche hineinziehen. Innerhalb dieses System muss der Bestand an öffentlichen Grünräumen gesichert und in den privaten Bereichen ein möglichst hoher Grünanteil garantiert bleiben.

Sämtliche nachstehend aufgeführte Beispiele sind in diesem konzeptionellen Rahmen zu sehen.

Beispiele für die Umsetzung in konkrete Massnahmen

Die lufthygienischen und klimatischen Erkenntnisse haben im Laufe der Jahre mehrfach in Konzepte und Pläne Eingang gefunden. Sie haben zu engagierten politischen Diskussionen und in einigen Fällen bereits zu rechtskräftigen Resultaten geführt.

Bei der Bearbeitung der Industriegebiete «Bözingenfeld-Ost» und «Längfeldweg» haben Themen wie Durchlüftung, Erwärmung, Oberflächenrauigkeit und Wasserhaltefähigkeit die Planungsergebnisse weitgehend mitbestimmt. Es wurden Grünanteile festgelegt sowie Durchlüftungskorridore in Längs- und Querrichtung ausgewiesen. Auch die Stellung der Bauten im Raum, die Gebäudehöhe und die Beschaffenheit der Aussenräume sind in den Vorschriften enthalten. Sie werden begleitet von der Forderung eines rationellen Energiehaushaltes und der Minimierung der Schadstoffemissionen. Diese Inhalte finden ihre Fortsetzung im Entwurf für eine neue Bauordnung, wo Vorschriften zu Vorgärten und Grünanteilen in Bereichen mit hohem Durchlüftungspotential vorgesehen sind, sowie in den Teilortsplanungen Bözingen und Innenstadt (vgl. Planung Innenstadt anhand der Fig. 8.1.–8.3.). In der Zonenplanrevision und in der Übergangsplanung «Löhr» haben sie die Festlegung des Grundkonzeptes für Bebauung und Freiräume mitbestimmt.

Aber auch auf der konkreten Ebene des Baugesuchsverfahrens kommen solche Inhalte seit einigen Jahren immer mehr zum Tragen. Neue Baubewilligungen werden meist mit entsprechenden Auflagen zur Bepflanzung und Umgebungsgestaltung oder mit präzisen Schutzbestimmungen erteilt.

Nicht ganz erreicht wurde das Ziel, mit geeigneten Simulationsmodellen den Nachweis der Wirksamkeit zu erbringen. Dazu waren die Modellgrundlagen noch zu grossräumig und die Massnahmen nur in ihrer Gesamtheit simulierbar. In dieser generellen Form hat sich die Zielsetzung als

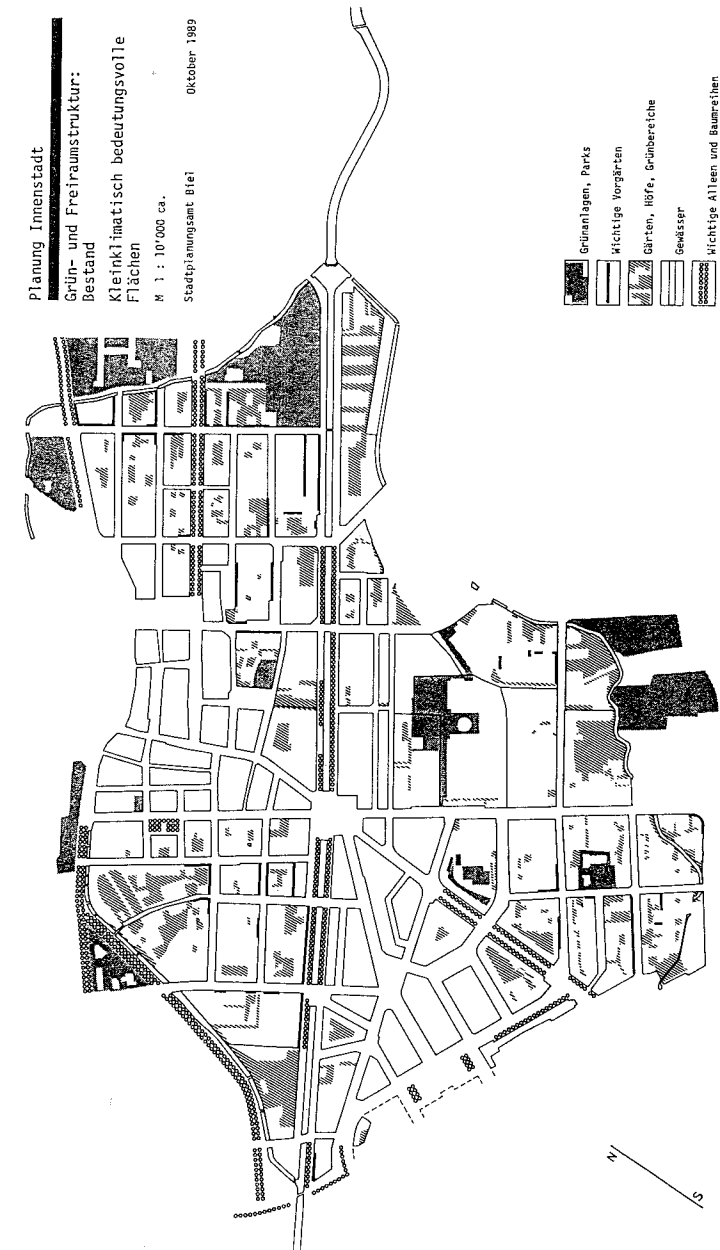


Fig. 8.1. Beispiel aus «Innenstadtplanung»: Bestandesaufnahme.

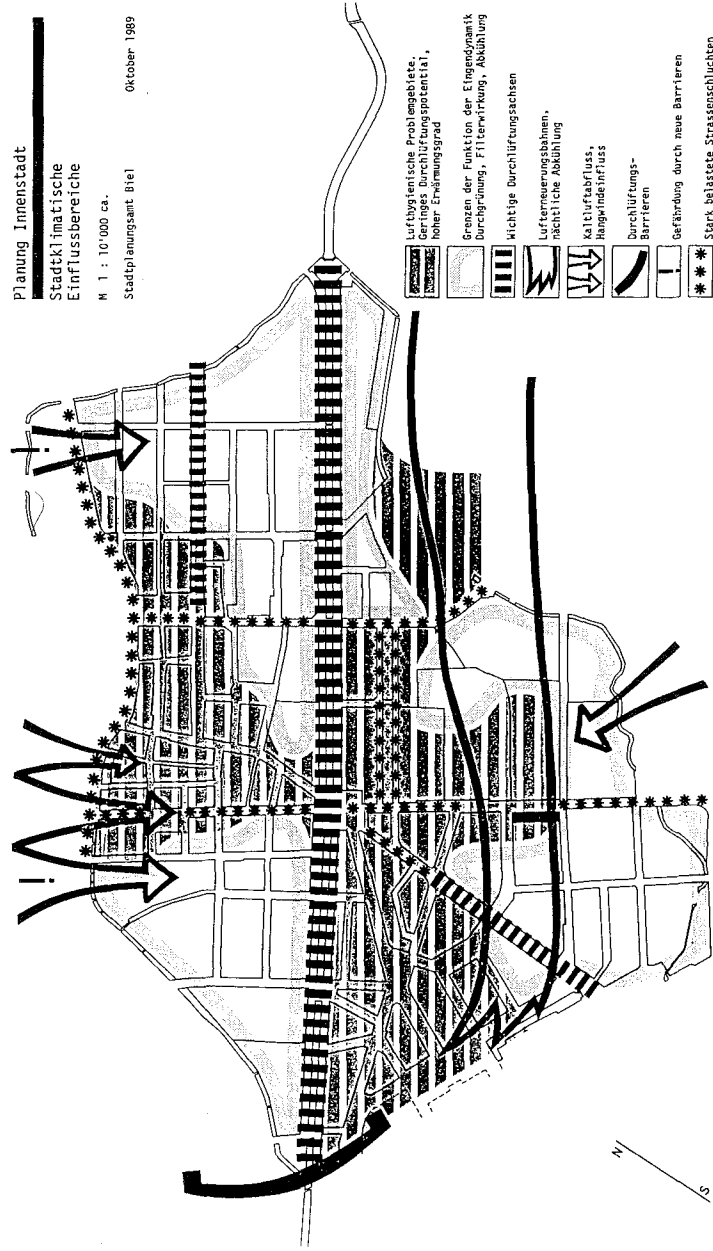


Fig. 8.2. Beispiel aus «Innenstadtplanung»: Analyse Stadtklima.

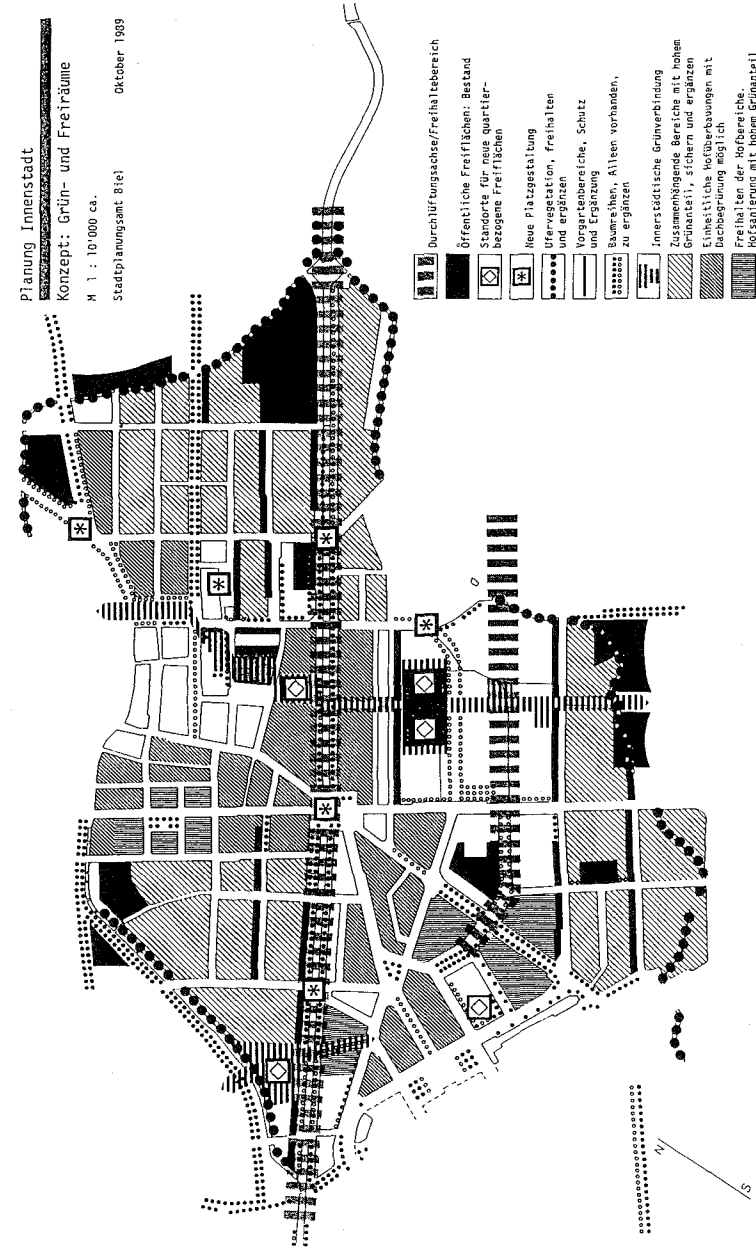


Fig. 8.3. Beispiel aus «Innenstadtplanung»: Konzept Grün- und Freiräume.

nicht durchführbar erwiesen. Wo die bisherigen Studien aber zur abschliessenden Beurteilung wichtiger Entscheide der Stadtentwicklung nicht ausgereicht haben, wurden neue Zusatzuntersuchungen eingeleitet. Erste konkrete Resultate deuten bereits jetzt darauf hin, dass wertvolle Entscheidungsgrundlagen erwartet werden können (z.B. Studie über die innerstädtische Wirkung der Hangabwinde).

8.1.5. Bewertung der Studien aus raumplanerischer Sicht

Alle bisher vorliegenden Untersuchungen kommen in ihrem Fachbereich zu konkreten Aussagen, die mehr oder weniger direkt in die planerische Arbeit Eingang finden. In ihrer Gesamtheit zeigen sie deutlich die Systemzusammenhänge. Die Probleme sind klar hervorgehoben, die Systematik ist nachgewiesen und die Auswirkungen können gut beurteilt werden.

Gemessen an der Sensibilisierung, die diese Studien auf den fachlichen und politischen Ebenen ausgelöst haben, ist die Gesamtbilanz äusserst positiv. Auch wenn hinsichtlich der Ausarbeitung quantifizierbarer Grössen als planerische Parameter die Erwartungen nicht ganz erreicht wurden, als Entscheidungshilfen für viele Einzelschritte und als Zielangabe bei übergeordneten Planungskonzepten haben die bisher vorliegenden Resultate einen sehr hohen Stellenwert. Sie setzen jedoch voraus, dass auf der fachlichen Ebene die notwendige Kenntnis der Systemzusammenhänge und die Wirkungsweise möglicher Massnahmen sowie die Bereitschaft zur Berücksichtigung neuer Erkenntnisse vorhanden sind.

Die konkretesten Schlussfolgerungen konnten aus den Studien gewonnen werden, die sich mit der Systematik der Durchlüftung befasst haben: Die Analyse der tagesperiodischen Strömungen, des übergeordneten Windgeschehens und schliesslich auch des Einflusses der Feuchtigkeit und des thermischen Verhaltens der Stadt haben detaillierte Angaben über lokale Strömungsmuster erlaubt. Ebenfalls von grosser Bedeutung für raumbezogene Betrachtungsweisen sind die Immissionsberechnungen (Kap. 4.). Sie zeigen die am stärksten betroffenen und gefährdeten Bereiche der Stadt und erlauben es, gezielte Massnahmen anzustreben, auch wenn sich über die Wirksamkeit der einzelnen Massnahmen noch keine quantifizierbaren Aussagen machen lassen.

Die Messreihen haben in vielen Belangen Vermutungen bestätigt und neue Erkenntnisse haben im Laufe der interdisziplinären Zusammenarbeit dazu geführt, dass spezielle Zusatzuntersuchungen eingeleitet wurden:

- Der Einfluss der Hangwinde auf die Durchlüftung der benachbarten Stadtgebiete.
- Die Untersuchungen im Windkanal über die Veränderung der Oberflächenrauigkeit durch neue grossflächige Überbauungen im östlichen Bözlingenfeld, die dadurch ausgelöste Reduktion der Windgeschwindigkeit, die Zunahme der Turbulenzen, die Synergie dieser beiden Effekte und die Intensität der Auswirkungen bis in die zentralen Bereiche der Stadt.

Beide Zusatzstudien sind noch nicht abgeschlossen. Ähnliche exemplarische Untersuchungen mit kleinräumigen Aussagen könnten in einigen Bereichen noch zu weiteren wertvollen Grundlagen führen.

Aber auch noch so fein abgestufte «Szenarien» und räumlich begrenzte Detailuntersuchungen ersetzen nicht den kreativen Schritt der Umsetzung in Planungskonzepte und letztlich in planungsrechtliche, eigentümergebundene Grundlagen. Die bisherigen Arbeiten tragen dazu bei, dass solche Planungswerke auf einem wissenschaftlichen Hintergrund entstehen und einzelne Inhalte nachvollzogen, bewiesen und erhärtet werden können. Sie tragen aber auch in hohem Masse dazu bei, dass die letztendlich ausschlaggebende Sensibilisierung und Akzeptanz immer mehr zunimmt.

8.1.6. Schlussfolgerungen

Die Forschungsarbeit im Bereich verschiedener sich weitgehend überschneidender Einzeldisziplinen, mit dem hohen Anspruch auf die Ausarbeitung konkreter raumbezogener Resultate, erfordert in erster Linie einen hohen Koordinationsaufwand, ein weitgehendes gegenseitiges Verständnis sowie eine intensive Mitarbeit aller Beteiligten. Ist in einer ersten Phase solcher Studien der Hauptteil der Arbeit im wissenschaftlichen Bereich zu leisten, so muss in einer zweiten Phase die verstärkte Arbeitsleistung der Planungsbehörden einfließen, damit die weitere Arbeit der einzelnen wissenschaftlichen Disziplinen zielgerichtet auf konkrete Fragestellungen und auf der Basis erster Konzeptentwürfe weitergehen kann.

Den Planungsbehörden als vorbereitende Gremien und schliesslich den Politikern als entscheidende Instanzen kann mit umfassenden Studien dieser Art eine wertvolle Stütze an die Hand gegeben werden.

Die Wissenschaft allein kann nicht Lösungen bringen. Ein oft beschwerlicher Umsetzungsprozess ist unumgänglich. Er erfordert aber das Vorhandensein umfangreicher Planungsgrundlagen, entsprechende Fachkenntnisse der Bearbeiter, einen hohen Grad an gegenseitigem Verständnis, enge Zusammenarbeit, eine gewisse Überzeugung und schliesslich auch den politischen Willen zur Durchsetzung.

Lufthygienische Aspekte müssen frühzeitig in die Planungsprozesse einfließen und laufend Berücksichtigung finden. Das erlaubt, Fehler zu vermeiden, Durchlüftungsbarrieren zu verhindern und Entwicklungstendenzen zu steuern. So lässt sich auch vermeiden, dass bedeutende und bereits weit fortgeschrittene Vorhaben einer nachträglichen Überprüfung hinsichtlich Durchlüftung und Luftreinhaltung nicht standhalten.

Der gezielte Nachweis eventueller Auswirkungen neuer Vorhaben wird in Zukunft in Form von Gutachten auf wissenschaftlicher Basis von immer grösserer Bedeutung werden. Gerade im Hinblick auf die aktuelle Umweltschutzgesetzgebung (UVP, LSV, LRV) werden solche Arbeiten immer wichtiger.

Die bisherigen Arbeiten haben auf fachlicher und auf politischer Ebene eine spürbare Sensibilisierung in Gang gesetzt. Wenn man nicht zu viel und zu schnell einschneidende Veränderungen erwartet und berücksichtigt, dass der Weg langsam und in vielen kleinen Schritten vorangeht, wurde das angestrebte Ziel mit gutem Erfolg erreicht.

Literatur

- Berlincourt, P., 1988: Les émissions atmosphériques de l'agglomération de Bienne. *Geographica Bernensia* G28, Bern.
- Filliger, P., 1986: Die Ausbreitung von Luftschadstoffen – Modelle und ihre Anwendung in der Region Biel. *Geographica Bernensia* G14, Bern.
- Gensheimer, Ph., 1984: Klimatische und lufthygienische Aspekte der Stadtplanung. Referat 1984, Manuskript. Stadtplanungsamt Biel.
- Gensheimer, Ph., 1989: Planung Innenstadt. Grün- und Freiraumstrukturen. Arbeitsbericht Stadtplanungsamt Biel.

Hertig, J.A., 1987: Ventilation et qualité de l'air à Bienne. Influence d'une zone industrielle au champ de Boujean. IENER Bericht Nr. 519.101.

Hertig, J.A., P. Liska und R. Rickli, 1984: Versuche auf dem Modell 1/25'000 zur Durchlüftungssituation in der Region Biel. IENER Bericht Nr. 521.104, Lausanne.

Imhof, Th., Chr. Iseli, Chr. Küchli und Ph. Gensheimer, 1985: Naturräume in der Stadt Biel. Analyse, Förderung und Pflege. Bericht Stadtplanungsamt Biel.

Kanton Bern, 1986: Sammlung der bau- und planungsrechtlichen Erlasse des Kantons Bern. Staatskanzlei Bern.

Rickli, B., 1984: Die Abhängigkeit der städtischen Oberflächenenergiebilanz von ausgewählten Struktur-Parametern (Stadt Biel). Lizentiat, Geogr. Inst der Universität Bern.

Rickli, R., 1988: Untersuchungen zum Ausbreitungsklima der Region Biel, *Geographica Bernensia* G32, Bern.

Schüpbach, E. und H. Wanner, 1987: Feldexperiment zum photochemischen Smog in der Region Biel (Juli 1986) – Datenkatalog. Informationen und Beiträge zur Klimaforschung, Geographisches Institut der Universität Bern.

Stadtplanungsamt Biel, 1983: Stadtplanerische Übersicht. Bericht, Stadtplanungsamt Biel.

Stadtplanungsamt Biel, 1983: Gesamtstädtischer Konzeptansatz. Bericht, Stadtplanungsamt Biel.

Stadtplanungsamt Biel, 1983: Quartier-Grobkonzepte. Arbeitsbericht, Biel.

Stadtplanungsamt Biel, 1984: Überbauungsplan Bözingenfeld-Ost. Stadtratsvorlage, Biel.

Stadtplanungsamt Biel, 1984: Revision Bauordnung. Entwurf Arbeitsbericht, Biel.

Stadtplanungsamt Biel, 1988: Planung Innenstadt. Zwei Arbeitsberichte, Biel.

Wanner, H., 1986: Die Grundstrukturen der städtischen Klimamodifikation und deren Bedeutung für die Raumplanung. *Jahrb. der Geogr. Gesellschaft von Bern*, Bd. 55/1983–1985, 67–84.

8.2. Verkehrsplanung

BEATRICE BUCHENEL

Summary

Pollutants emitted by motor traffic are measured on the basis of the traffic model developed using 1985 traffic statistics. Motor traffic is the chief source of nitrogen dioxide (NO₂), the main pollutant under consideration here.

In view of the immission limits prescribed by the Swiss Clean Air Bill, a model of air pollutants can be a useful instrument for assessing what measures to take regarding pollution caused by motor traffic. With the aid of this model, possible modifications of atmospheric pollution have been calculated from studies of a detour around Biel using routes N5 and T6; these calculations are given special attention. These analyses lead to the conclusion that air quality will only be improved by regulating motor traffic in a way that has an impact on the environment.

Résumé

Le modèle de trafic actualisé en 1985 à l'aide de comptages de circulation, sert de base aux relevés des polluants atmosphériques provenant de la circulation routière.

Le trafic motorisé est l'émetteur principal du dioxyde d'azote (NO₂). C'est donc ce polluant qui sera examiné en priorité dans ce rapport.

En vue de l'observation des limites d'immissions prescrites dans l'ordonnance sur la protection de l'air, ce modèle de pollution atmosphérique peut être appliqué à l'appréciation des mesures de protection de l'air dans le domaine de la circulation routière.

Dans le cadre des études du contournement de Bière par la route nationale N5 et la T6, les modifications atmosphériques potentielles ont été calculées à l'aide de ce modèle. Les résultats y sont commentés spécialement.

La conclusion finale de ces études au sujet de l'hygiène de l'air est la suivante: une amélioration définitive de la qualité de l'air ne peut être atteinte que par des mesures de régulation et de modération de trafic compatibles à l'environnement.

Zusammenfassung

Das anhand von Verkehrszählungen von 1985 aktualisierte Verkehrsmodell bildet die Grundlage zur Erhebung der Luftschadstoffemissionen aus dem Strassenverkehr. Der motorisierte Verkehr ist der Hauptemittent von Stickstoffdioxid (NO₂), dem hier hauptsächlich untersuchten Schadstoff.

Im Hinblick auf die Einhaltung der in der Luftreinhalteverordnung festgelegten Immissionsgrenzwerte verfügt man mit dem Luftschadstoffmodell über ein leistungsfähiges Instrument zur Beurteilung von lufthygienischen Massnahmen im Bereich Verkehr. Im Rahmen der Studien zur Umfahrung von Biel durch die Nationalstrassen N5/T6 sind mit diesem Modell Berechnungen zu den möglichen lufthygienischen Veränderungen angestellt worden, die speziell kommentiert werden. Die Schlussfolgerung aus diesen lufthygienischen Studien lautet, dass eine Verbesserung der Luftqualität nur durch umweltwirksame Verkehrslenkungs- und Verkehrssteuerungsmassnahmen erzielt werden kann.

8.2.1. Verkehrsmodell

Zur Erhebung der Luftschadstoffe, die aus dem Strassenverkehr stammen, wurde als Grundlage das Individualverkehrsmodell der Stadt Biel verwendet (vgl. Kap. 2.). Zum besseren Verständnis der angewendeten Methoden und der Ergebnisse wird hier in vereinfachter Form der Aufbau und die Funktionsweise des verwendeten Verkehrsmodelles erläutert. Figur 8.4. zeigt, dass sich die Eingabedaten (Datenbank) aus dem Streckennetz und einer Wunschlinienmatrix zusammensetzen.

Unter einer *Wunschlinienmatrix* (WL-Matrix) versteht man die Erfassung der Fahrtenwünsche von einem Ort an einen anderen Ort. Die Herkunft wird als Quelle und das Ende der Fahrt als Ziel bezeichnet. Dazu wird das Untersuchungsgebiet in Verkehrszonen eingeteilt, die je nach Verwendung und Zweck des Modelles grösser oder kleiner sein können, jedoch ein gewisses Mass an Homogenität aufweisen sollten. Das vorliegende Verkehrsmodell umfasst 72 Verkehrszonen, wovon sich 49 Zonen innerhalb des Stadtgebietes von Biel und Nidau befinden. Die Umgebung von Biel, hier Region genannt, ist in 7 zur Stadt hinführende Korridore aufgeteilt, die den wichtigsten Einfallsachsen entsprechen. Figur 8.5. zeigt eine graphische Darstellung der Wunschlinienmatrix. Die Figuren 8.6. und 8.7. geben einen Überblick über die Verkehrszonen und die oben genannten Korridore.

Anhand der *Verkehrszählungen von 1985* ist die Wunschlinienmatrix aus dem Jahre 1970 überprüft und der Verkehrszunahme entsprechend aufgewertet worden. Als Kontrollkordon dienten die Stadtgrenzen von Biel und Nidau mit insgesamt 12 Zählstellen. Es handelt sich um eine symmetrische Tagesmatrix (24 Stunden), d. h. jeder Hinfahrt entspricht eine Rückfahrt.

Die *Matrix* setzt sich aus Agglomerationsverkehr, innerstädtischem Verkehr und dem Transit zusammen. Der regionale und innerstädtische Verkehr zusammengenommen machen über 90% des gesamten Verkehrsaufkommens aus. Der innerhalb einer einzelnen Zone stattfindende Verkehr wird als Binnenverkehr oder «Intras» bezeichnet (ohne zonenüberschreitenden Verkehr).

Der 2. Hauptbestandteil der Datenbank umfasst die verschiedenen Parameter zur Beschreibung des Streckennetzes (Länge, durchschnittliche Geschwindigkeit resp. Fahrzeit, Strassenkapazität, eventuelle Abbiegeverbote und Lichtsignalanlagen). Als Strecke wird dabei die Verbindung zwischen

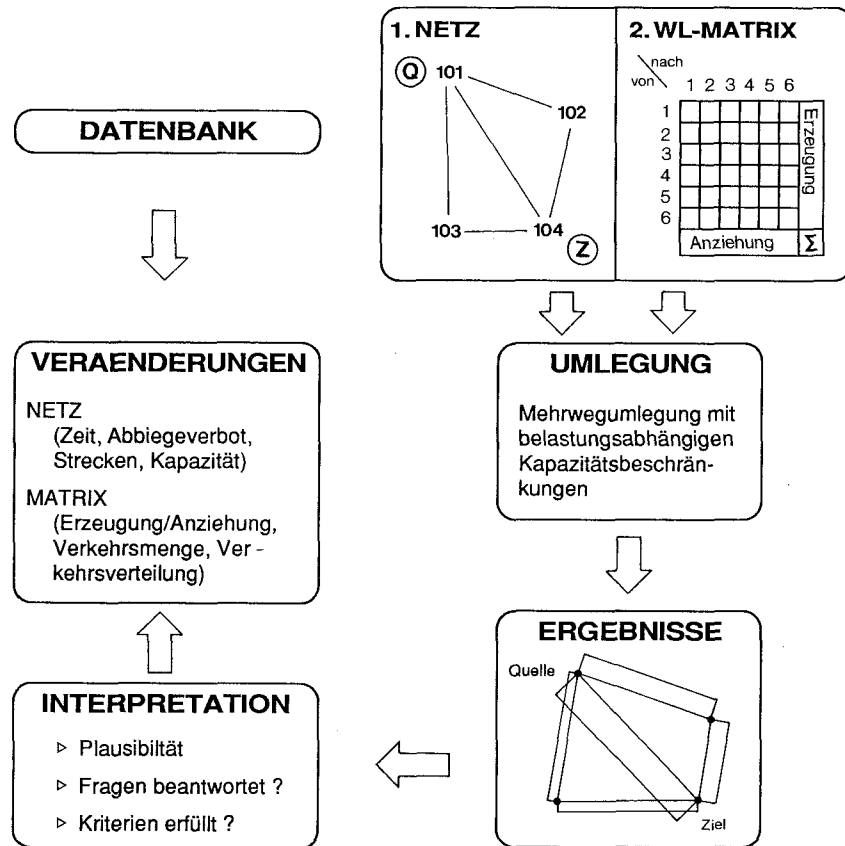
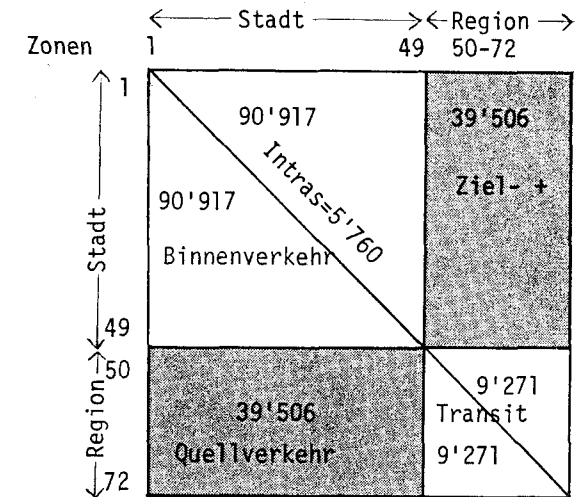


Fig. 8.4. Datenorganigramm des Verkehrsmodells.

zwei Knoten bzw. Kreuzungen bezeichnet. Das Netz des Bieler Verkehrsmodells erstreckt sich über folgende Gebiete:

- Biel und Nidau innerhalb des Kordons;
- Port, Brügg und Orpund ausserhalb des Kordons.

Das Netz auf Stadtgebiet ist mit annähernd gleichem Feinheitsgrad aufgebaut worden. Neben den Hauptverkehrsstrassen sind innerhalb des Stadtkordons auch wichtige Sammelstrassen berücksichtigt worden.



Total=139'694 x 2 = 279'388 Fahrten
(ohne Intras) (MFZ-Einheiten/Tag)

Fig. 8.5. Graphische Darstellung der benutzten Wunschlinienmatrix (Stand 1985).

Die Gesamtheit der Strecken, die den heutigen Zustand darstellen, wird als *Basisnetz* oder Variante Zustand Null (Z0) bezeichnet. Es ist eine vereinfachte Abbildung des wirklichen Strassennetzes. Dieses Basisnetz bildet die Grundlage zu Vergleichen mit erweitertem oder verändertem Strassennetz (Neubaustrecken, Sperrungen, Kapazitätserweiterungen oder -vermindernungen).

Die *Fahrten* jeder Verkehrszone müssen an einem oder mehreren geeigneten Netzknoten (meistens eine Kreuzung darstellend) in das Netz eingespiessen werden. Je nach Zielrichtung verteilen sie sich auf die angrenzenden Streckenabschnitte.

In der *Umlegung* werden beide Datenarten miteinander verknüpft, d.h. jede Quell-/Zielbeziehung sucht sich auf dem Netz verschiedene, möglichst schnelle Verbindungen.

Als erster Schritt verteilt das Programm einen Teil der in der Matrix gespeicherten Fahrten auf das Netz, wobei die Basisgeschwindigkeiten gel-

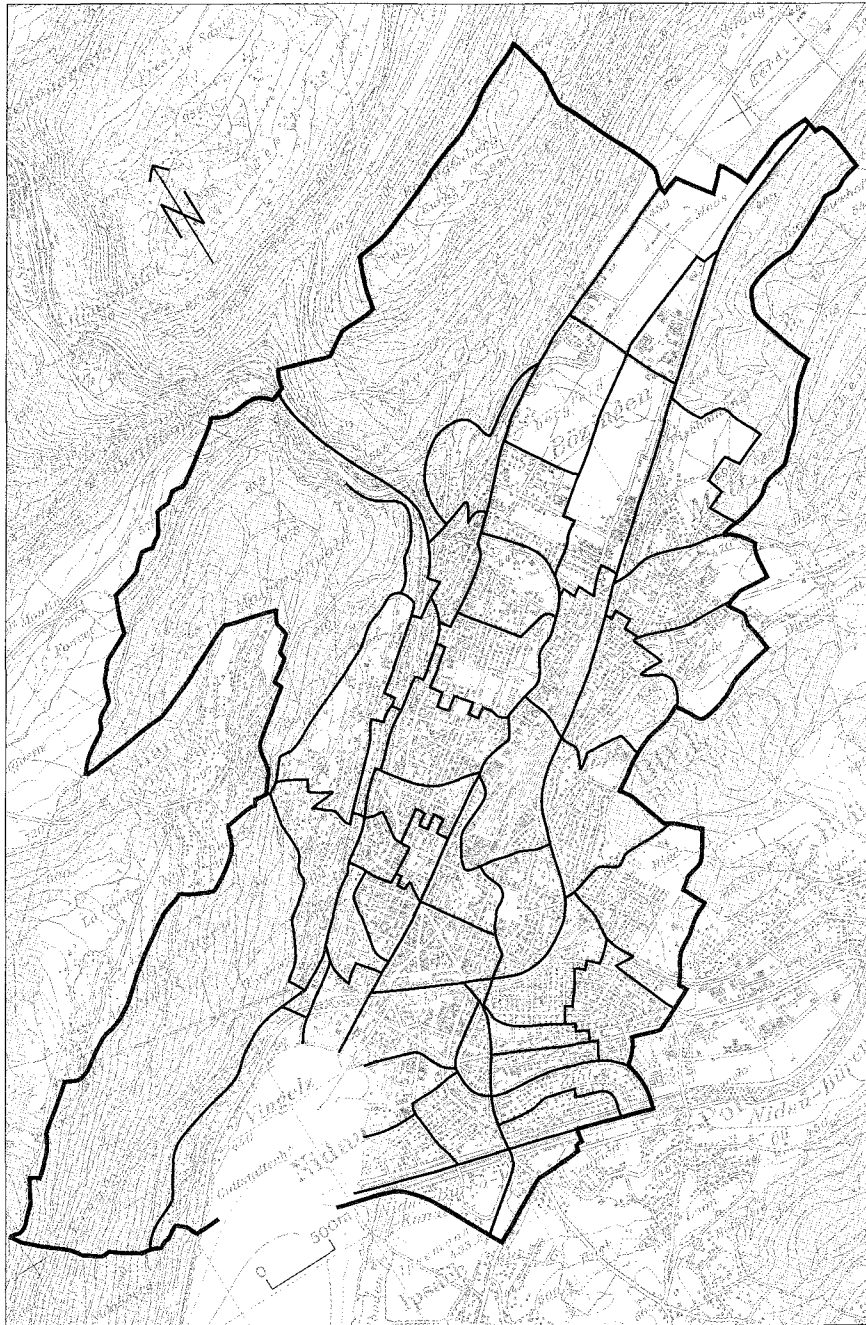


Fig. 8.6. Verkehrszoneaufteilung im Raum Biel – Nidau.

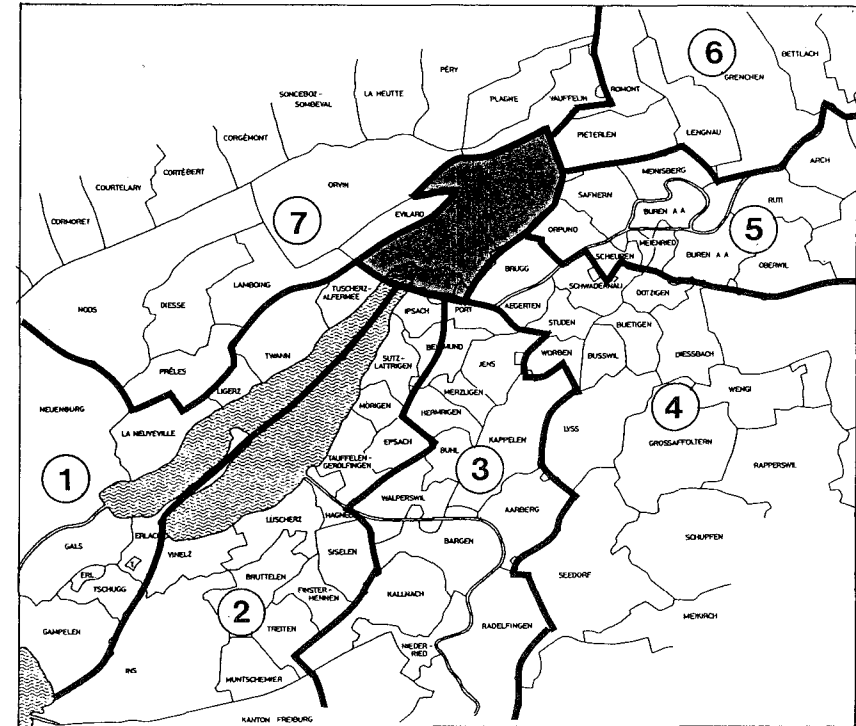


Fig. 8.7. Aufteilung der Verkehrskorridore in der Region Biel.

ten (*Umlegung*). Beim nachfolgenden Schritt bestimmt das Programm neue Streckengeschwindigkeiten aufgrund der beanspruchten Streckenkapazitäten: d.h. bei hoher Auslastung der Kapazität sinkt die Fahrgeschwindigkeit beträchtlich, bei niedriger Auslastung bleibt die Maximal- oder Basisgeschwindigkeit bestehen. Diese sogenannten Umlegungen werden so oft wiederholt, bis alle Fahrten auf das Netz verteilt worden sind (Iterationen).

Die Summe dieser auf das Netz umgelegten Fahrten wird abgespeichert und die Ergebnisse können in Listenform oder graphisch als Belastungsdiagramm abgerufen werden. Fig. 8.8. gibt eine Darstellung des Netzplanes wieder und Fig. 8.9. stellt ein Belastungsdiagramm des Zustandes Z0 dar.

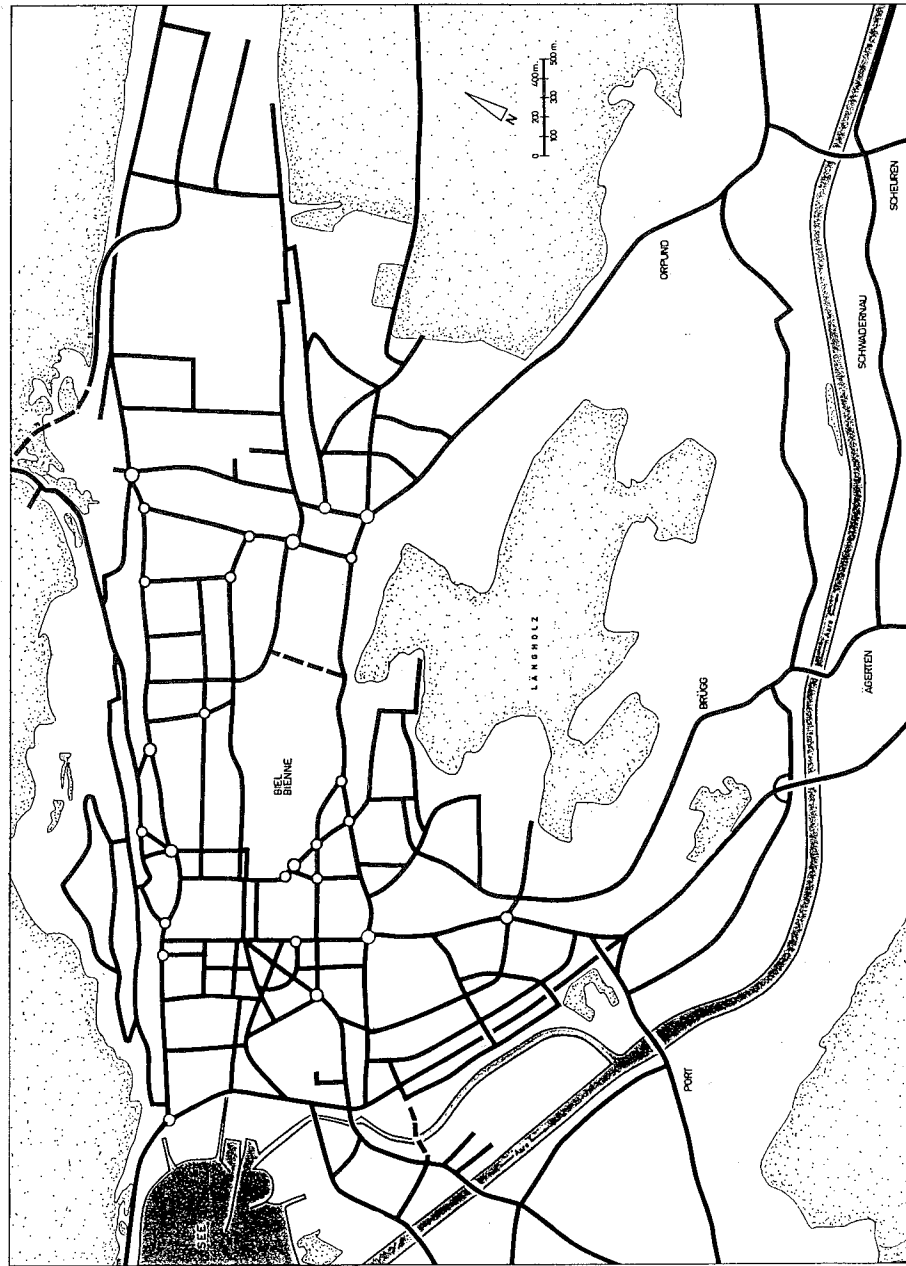


Fig. 8.8. Netzplan des Verkehrsmodellles Biel – Nidau.

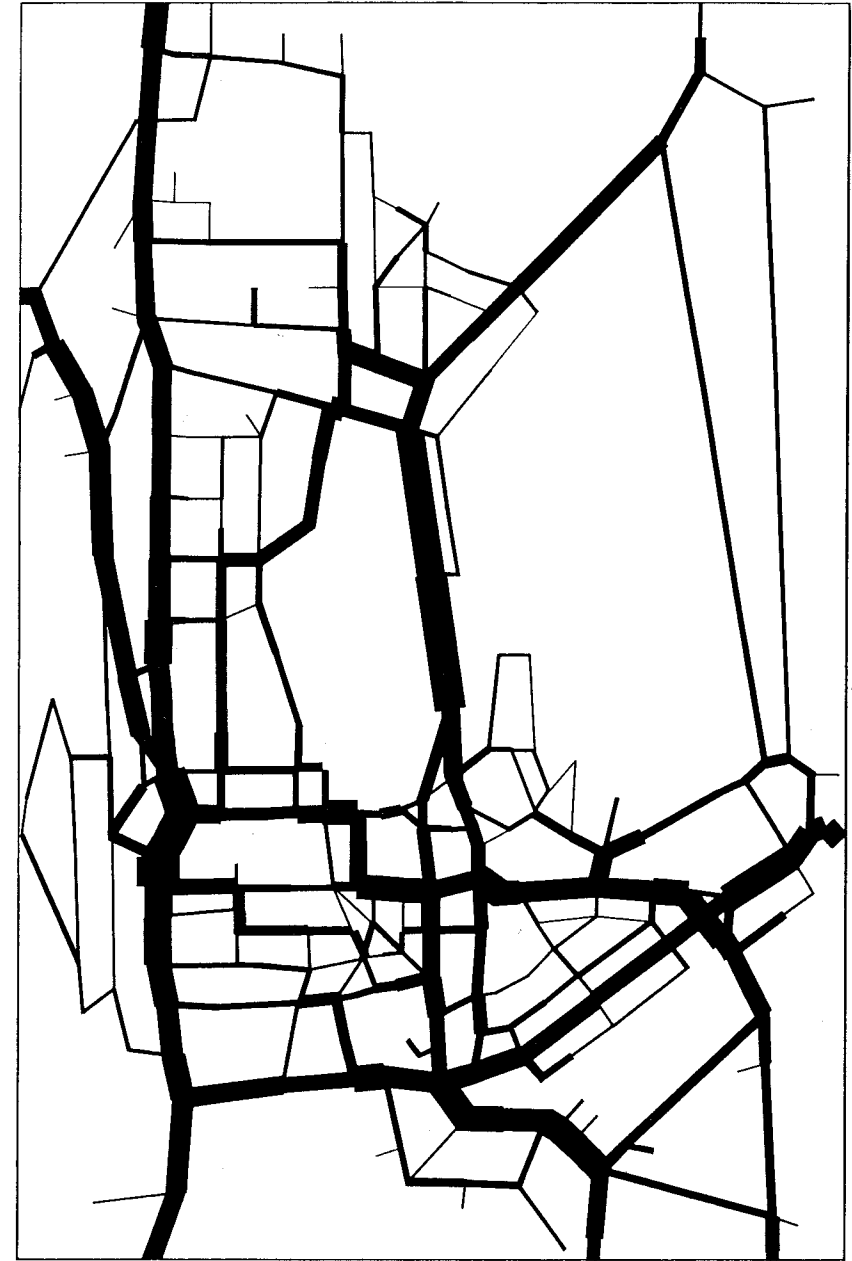


Fig. 8.9. Belastungsdiagramm des Zustandes ZO (12. Umlegung); geographische Situation gemäss Figur 8.8.

Die anschauliche Darstellung der Resultate gestattet es, rasch die Richtigkeit der Annahmen zu überprüfen und eventuell weitere Varianten mit *veränderten Eingabedaten* (Netz, Wunschlinienmatrix) durchzurechnen. Dank dem graphisch-interaktiven Verfahren sind solche Datenmodifikationen und Wiederholungen der Berechnungen innert kurzer Zeit durchführbar.

Die Phase der *Kalibrierung* dient der Annäherung der vom Modell berechneten Belastungen an die Verkehrszählungen. Nach jeder Umlegung vergleicht man die vom Modell umgelegten Fahrten auf das Netz mit den Strassenverkehrszählungen. Überlastete Strecken haben zu geringe Fahrzeiten, deshalb muss die Streckenzeit für die nächste Umlegung erhöht werden. Das umgekehrte Verfahren gilt für Abschnitte mit zu kleinen Modellwerten.

Der Aufwand für die Netz-Kalibrierung muss in einem vernünftigen Verhältnis zur gewünschten Aussagegenauigkeit stehen.

Ein Verkehrsmodell ist eine Simulation und Vergrößerung des wirklichen Verkehrsgeschehens und kann daher nie ganz mit der Realität übereinstimmen. Es ist ebenfalls zu beachten, dass die Verkehrsmenge an Werktagen Schwankungen bis zu ca. 10% unterliegt.

Verkehrsmodelle eignen sich im allgemeinen gut, um die Grössenordnung von Verkehrsumlagerungen infolge grösserer Neubaustrecken, Kapazitätserweiterungen oder -beschränkungen, Umleitungen und Sperrungen auf Hauptachsen und von grossflächigen Verkehrsberuhigungen abschätzen zu können. Neben den Netzveränderungen sind jedoch auch Anpassungen der Verkehrsmenge an allfällige Zu- oder Abnahmen möglich, mittels Auf- oder Abwertung der gesamten WL-Matrix oder Teilen davon, z.B. des Agglomerationsverkehrs.

8.2.2. Umweltschutzgesetzgebung (USG)

Der Erlass der *Luftreinhalte- (LRV) und Lärmschutzverordnung (LSV)* setzt für das Jahr 1994 klare Ziele zur Verminderung der Luft- und Lärmbelastung. Es steht jedoch jetzt schon fest, dass die auf Bundesebene beschlossenen Massnahmen zur generellen Einhaltung der Immissionsgrenzwerte für Luftschadstoffe und Lärm nicht genügen, insbesondere nicht im Bereich von städtischen Hauptverkehrsachsen (SVI-EDI Metron 1987).

Beurteilung gemäss LRV:

Die vorliegende Studie zeigt auf, dass in der Region Biel die NO₂-Grenzwerte in allen Stadtteilen ausser in Randgebieten dauernd überschritten werden (Langzeitgrenzwert: 30 µg/m³). Entlang den Hauptachsen inner- und grösstenteils auch ausserorts liegt die Gesamtluftbelastung des Schadstoffes Stickstoffdioxid durchwegs über 50 µg/m³ (vgl. Fig. 5.40. in Kap. 5.3.).

Der Anteil der Schadstoffemissionen, der vom motorisierten Verkehr erzeugt wird, ist – der Verkehrsdichte entsprechend – im Stadtzentrum und an den Hauptstrassen am höchsten, nämlich bis zu 75% des gesamten Schadstoffausstosses an NO₂.

Zur Verringerung der Schadstoffkonzentrationen von NO₂ im städtischen Bereich sind verkehrsregelnde Massnahmen unerlässlich (siehe Kap. 8.2.4.).

Die im Modell vorgenommene Überlagerung der verschiedenen Schadstoffemittenten Verkehr, Industrie und Haushalte ermöglicht es, das Ausmass der Luftverschmutzung in der Region Biel sowohl gesamthaft zu erfassen, wie auch die Anteile der 3 Hauptemittenten zu bestimmen. Die Gewichtung des Schadstoffausstosses nach den verschiedenen Verursachern zeigt auf, in welchen Bereichen Massnahmen ergriffen werden müssen, um eine möglichst hohe Wirksamkeit zu erzielen.

Beurteilung gemäss LSV:

Aus dem Lärmkataster betreffend Strassen- und Eisenbahnlärm der Stadt Biel geht hervor, dass auf allen Haupt- und einigen Sammelstrassen die Immissionsgrenzwerte der Empfindlichkeitsstufe III überschritten werden; streckenweise liegen die gemessenen Lärmbelastungen sogar über dem Alarmwert von 70 dB(A).

Innert 15 Jahren müssen die bestehenden Gebäude an lärmbelasteten Strassen mittels baulicher Schallschutz- oder planerischer Massnahmen vor übermässigem Lärm geschützt werden (siehe dazu auch Kap. 8.2.4.).

Geplante Umweltschutzmassnahmen betreffend Luftschadstoff- und Lärmimmissionen können vor der Realisierung im Modell getestet werden. Die Modellberechnungen erlauben, die Wirksamkeit solcher Massnahmen abzuschätzen.

8.2.3. Untersuchungen über den motorisierten Individualverkehr in der Stadt Biel (MIV)

Zum besseren Verständnis des Verkehrsgeschehens in der Stadt Biel werden aus vorhandenen Verkehrsstudien nachfolgend einige wichtige Aspekte herausgegriffen und kommentiert.

Aus dem Vergleich der Verkehrszählungen von 1970 und 1985 geht hervor, dass sich das Verkehrsaufkommen an der Stadtgrenze innert 15 Jahren um 45% erhöht hat. Von 1970–1979 nahm der Verkehr um durchschnittlich 2.2% pro Jahr zu, von 1979–1985 im Mittel sogar um 3.6%.

Die *Befragung* von Autofahrern am Bahnhofplatz im Jahr 1987 hat ergeben, dass 2/3 davon die Innenstadt als Ziel oder Herkunft angeben. Falls die Fahrten innerhalb der Innenstadt – der sogenannte Binnenverkehr – dazugezählt werden, erreicht der «hausgemachte» Verkehr im *Bahnhofquartier* 3/4 vom Total der insgesamt befragten Automobilisten.

Gemäss Verkehrsmatrix (siehe Verkehrsmodell) beläuft sich der Ziel-/Quell- und Binnenverkehr von und nach Biel und Nidau auf mindestens 90% des totalen Verkehrsaufkommens (Verkehrsmodell Biel 1985). Dementsprechend gering ist der *Transit*: ca. 7%, maximal 10% auf einzelnen Hauptachsen. Dieser geringe Transitanteil liegt durchaus im Rahmen der statistischen Werte für mittelgrosse Städte wie Biel.

Die Ergebnisse der *Verkehrsbefragung am Bahnhofplatz* zeigen folgendes Bild, was die *Fahrzwecke* betrifft:

Pendler	36%
Berufsverkehr	32%
Einkauf	24%
Freizeit	7%
leer	1%
Total	100%

Pendler- und Berufsverkehr zusammengenommen machen einen Anteil von 68% am Gesamtverkehr aus. Dieser hohe Prozentsatz weist darauf hin, dass die Innenstadt mit ihrer hohen Arbeitsplatzkonzentration ein grosser Verkehrserzeuger ist.

Verschiedene Studien über den Parkraum in der Stadt Biel (Saxer 1986) zeigen auf, dass die erweiterte *Innenstadt* im Vergleich zu anderen Stadt-

zentren über ein hohes Parkplatzangebot verfügt, nämlich total 7'024 Parkplätze: davon befinden sich 43% auf öffentlichem, 57% auf privatem Grund. 2/3 aller öffentlichen Parkplätze stehen Langzeitparkierern zur Verfügung. Der hohe Anteil von Gratis- und Langzeitparkplätzen zu günstigen Tarifen ist für die Autofahrer, insbesondere die Pendler, attraktiv. Zusätzlich werden Mittelzeitparkplätze oft von Pendlern besetzt und durch Nachzahlen «missbraucht» (Metron 1987). Dazu kommt eine für ein Stadtzentrum hohe Zahl von Betriebsparkplätzen. Über 3/4 aller Stellplätze liegen in einer Gehdistanz von weniger als 5 Minuten rund um den Zentralplatz. Deshalb ist die Benutzung des Autos sogar bei Arbeitswegdistanzen unter 3 km noch attraktiv. Alle diese günstigen Bedingungen fördern die Verwendung des privaten Motorfahrzeuges und führen zu einem hohen MIV-Anteil am Gesamtverkehr.

Diese Ergebnisse lassen den Schluss zu, dass die *Parkplatzsituation* in Biel so günstig ist, dass sie auf die Autobenützung kaum einschränkend wirkt. Schätzungen aufgrund der vorhandenen insgesamt 7'000 Plätze und deren durchschnittlicher Belegung ergeben ein tägliches Verkehrsaufkommen von ca. 55'000 Fahrten in der Innenstadt.

8.2.4. Mögliche umweltwirksame Verkehrslenkungs- und -steuerungsmassnahmen

Der Verkehr trägt in entscheidendem Masse zur Luftverschmutzung bei, vor allem beim Schadstoff *Stickoxide* (vgl. Fig. 5.40. und 5.45. im Kap. 5.3.). Besondere Gegebenheiten in Biel wie Tallage, Jurahang, verminderter Luftaustausch (insbesondere bei Inversionslagen) verschärfen die lufthygienische Situation.

Im Bericht Nr. 55 des Bundesamtes für Umweltschutz sind *Massnahmen*, die beim Verkehrsvolumen und beim Verkehrsablauf (Geschwindigkeit, Beschleunigungsanteile, Fahrverhalten) ansetzen, auf ihre Wirksamkeit hin überprüft worden (SVI-EDI Metron 1987). Die Resultate ergaben eine beträchtliche Reduktion der Luft- und Lärmbelastung bei einer grossflächigen Verminderung des Verkehrsvolumens sowie der Geschwindigkeiten.

Bei der Lärmverminderung stehen in erster Linie Massnahmen zur *Temporeduktion* im Vordergrund, da eine Verringerung des Verkehrsvolumens

um 30–40% eine kaum spürbare Lärmreduktion bewirkt (ca. 1.5–2.5 dB(A)). Bei korrekt eingehaltener Tempolimit 30 statt 50 km/h und gleichbleibendem Verkehrsaufkommen beträgt die Lärmreduktion vergleichsweise 5.5 dB(A), (vgl. Fig. 8.10.). Um dieselbe Wirkung über quantitative Einschränkungen zu erzielen, müsste das Verkehrsvolumen um ca. 70% gesenkt werden, was als unrealistisch und politisch nicht durchsetzbar bezeichnet werden muss.

Einzelmassnahmen führen in der Regel nicht zum Ziel. Es muss ein aufeinander abgestimmtes *Massnahmenpaket* gesamthaft eingeführt werden, um eine grössere Wirkung zu erzielen.

Die Massnahmen können in drei Gruppen eingeteilt werden:

- In *Steuerungsmassnahmen* für den ruhenden Verkehr (Parkraumbewirtschaftung, Anwohnerprivilegierung, Reduzierung des Parkplatz-Normbedarfes gemäss Bauverordnung, etc.).
- In *Lenkungsmassnahmen* für den fliessenden Verkehr (Verkehrsberuhigungsmassnahmen baulicher, gestalterischer, verkehrstechnischer und geschwindigkeitsreduzierender Art).
- *Komplementäre Förderungsmassnahmen* für umweltfreundliche Verkehrsmittel.

Die Verwirklichung dieser Massnahmenpakete ist erforderlich, um die bestehenden Immissionsgrenzwerte einhalten zu können. Ausserdem weisen diese Massnahmen weitere Vorteile auf wie die Erhöhung der Verkehrssicherheit und die Senkung der Anzahl und Schwere der Unfälle. Der verminderte Verkehrsflächenverbrauch erlaubt die Aufwertung und Gestaltung des Strassenraumes für die Fussgänger und Anwohner.

8.2.5. Beurteilung der lufthygienischen Modellrechnungen am Beispiel der N5-Varianten D86 und JD86 (vgl. Kapitel 5.3.8.)

Anhand der beiliegenden Figuren 5.45. bis 5.47. werden anschliessend die Auswirkungen der beiden N5-Varianten auf die lufthygienischen Verhältnisse der Region Biel vom *verkehrsplanerischen Standpunkt* aus beurteilt.

Nachfolgend werden kurz die begrenzten *Vergleichsmöglichkeiten* erläutert. Vergleiche können nur zwischen gleichwertigem Zahlenmaterial und

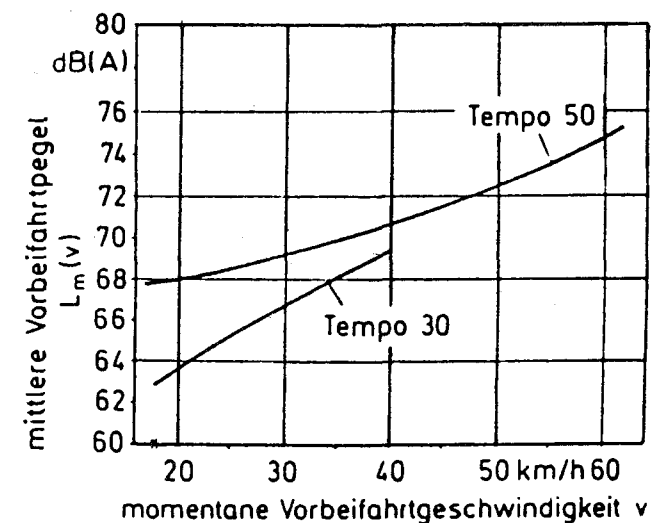


Fig. 8.10. Mittlerer Vorbeifahrpegel bei Tempolimit 50 und 30 (Quelle: Bericht Nr. 55 des Bundesamtes für Umweltschutz).

vergleichbaren Strassennetzzuständen gezogen werden. Es sind daher prinzipiell nur zwei Varianten zulässig:

- A) entweder mit der Verkehrsmenge aus dem Jahre 1985 (Zeitpunkt der Erhebung);
- B) oder mit einer Prognose der Verkehrsentwicklung für den Zeitpunkt der voraussichtlichen Inbetriebnahme der Umfahrung.

Beide Vergleiche basieren auf fiktiven Zuständen:

- a) weil die Umfahrung zu diesem Zeitpunkt noch nicht vorhanden ist;
- b) weil die Prognoseberechnung von mehreren unsicheren Faktoren abhängt.

Im Falle b) können Trendabschätzungen je nach Interpretation der Variablen zu ziemlich unterschiedlichen Resultaten führen.

Aus Gründen des vorhandenen Datenmaterials und der verfügbaren Zeit ist vorläufig nur die *Variante A*) berücksichtigt worden. Massgebend sind dabei nicht die absoluten Zahlen, sondern die relativen Veränderungen in % gegenüber der Vergleichsbasis 1985.

Die Prognose- und Trendberechnung gemäss *Variante B*) werden im Rahmen der Umweltverträglichkeitsprüfung für die N5-Variante(n) erforderlich sein. Diese Ergebnisse liegen zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht vor.

Folgende *vorläufigen Schlussfolgerungen* können aus den ersten nun vorliegenden Berechnungen gezogen werden:

Bei theoretisch gleichbleibendem Verkehrsaufkommen (Stand 1985) und vorhandener Stadtumfahrung erhöhen sich die gefahrenen Kilometer pro Jahr um 6% bei Variante D86 und um 7% bei Variante JD86.

Der NO_x -Ausstoss als hauptsächlicher Schadstoff des motorisierten Individualverkehrs nimmt gesamthaft überproportional um 19% resp. 20% zu aufgrund der höheren Fahrgeschwindigkeiten auf den Autobahnabschnitten. Der HC-Anteil nimmt den höheren Geschwindigkeiten entsprechend geringfügig ab. Die Verteilung eines Fünftels dieser Schadstoffe erfolgt über Abluftkamine, die eine viel grössere Verdünnung im Luftraum bewirken als bei der linearen Konzentration entlang den Hauptverkehrsachsen im Basisnetz.

Daher ist bei den Stadtumfahrungen Nord und Süd eine Abnahme der mittleren NO_2 -Konzentrationen im *Stadtzentrum* um 14% zu beobachten (vgl. Tab. 8.1.). Dieser Wert von $44 \mu\text{g}/\text{m}^3$ überschreitet jedoch den in der Luftreinhalteverordnung (LRV) festgelegten Langzeitgrenzwert von $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ noch um rund die Hälfte. Eine Zunahme der Luftbelastung ist, infolge der Tunnelportalentlüftungen, im Bereich der Autobahnanschlüsse festzustellen, so z.B. im *Brüggmoos* (vgl. Tab. 8.2.).

Bei den N5-Varianten D86 und JD86 ergeben sich im Bereich des Anschlusses Brüggmoos Konzentrationen von 64 resp. $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ gegenüber $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ im Basisnetz. Diese Werte entsprechen relativen Zunahmen von

Tab. 8.1. NO_2 -Konzentrationen im Stadtzentrum (Stand 1985).

Bereich NO_2 Konzentr.	Stadt- zentrum	LRV IGW	Differenz absolut	Differenz relativ
Basisnetz	$51 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$30 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$21 \mu\text{g}/\text{m}^3$	+ 70%
D86	$44 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$30 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$14 \mu\text{g}/\text{m}^3$	+ 47%
JD86	$44 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$30 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$14 \mu\text{g}/\text{m}^3$	+ 47%

(LRV-IGW: Luftreinhalteverordnung-Immissionsgrenzwerte)

28% resp. 20% bezüglich der Basisvariante. Die Überschreitungen des in der LRV festgesetzten Grenzwertes betragen lokal (Anschluss Brüggmoos) mehr als das Doppelte (vgl. Tab. 8.2.).

Gesamthaft gesehen werden der Innenstadtbereich flächenhaft und die Hauptverkehrsachsen linear spürbar entlastet, an den Stadtgrenzen, bei den Autobahnanschlüssen und Tunnelentlüftungen werden jedoch beträchtliche Zunahmen der Schadstoffbelastung verzeichnet. Aufgrund der Verlagerung wichtiger Verkehrsträger in weniger belastete Randgebiete und der besseren räumlichen Verdünnung durch die Tunnelabluftkamine werden die Schadstoffe weiträumiger verteilt und führen dadurch zu Verbesserungen auf Stadtgebiet, in Stadtrandgebieten jedoch zu einer Verschlechterung der lufthygienischen Verhältnisse.

Die teilweise beträchtlichen Verkehrsverlagerungen, die die N5-Varianten bewirken, führen insgesamt zu relativ kleinen absoluten Veränderungen der Luftqualität. Hierbei spielen folgende *Faktoren* eine Rolle (vgl. Kap. 8.2.3.):

Die Region Biel verursacht einen grossen Teil des Gesamtverkehrs selber, nämlich ca. 90–93%. Die Innenstadt als wichtigster Dienstleistungs- und Arbeitsplatzstandort ist das hauptsächliche Fahrtziel. Dieser Verkehr kann nur teilweise auf die Umfahrung verlagert werden. Der gesamte Binnenverkehr (alle Fahrten innerhalb der Stadtgrenzen) hat mit 65% einen grösseren Anteil am Gesamtverkehrsaufkommen. Auch diese Verkehrsbeziehungen verbleiben grösstenteils im städtischen Verkehrsnetz.

Zur Einhaltung der in der LRV festgelegten *Grenzwerte* (bis 1994) sind weitergehende Massnahmen, wie sie im Kapitel 8.2.2. beschrieben werden, unumgänglich. Das vorliegende Beispiel zeigt auf, dass der Bau einer Umfahrungsstrasse nach heutigen Erkenntnissen die lufthygienischen Pro-

Tab. 8.2. NO_2 -Konzentrationen im Bereich der N5-Anschlüsse.

Bereich NO_2 Konzentr.	Brügg- moos	LRV IGW	Differenz absolut	Differenz relativ
Basisnetz	$50 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$30 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$20 \mu\text{g}/\text{m}^3$	+ 67%
D86	$64 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$30 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$34 \mu\text{g}/\text{m}^3$	+ 113%
JD86	$60 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$30 \mu\text{g}/\text{m}^3$	$30 \mu\text{g}/\text{m}^3$	+ 100%

bleme der Stadt Biel kurzfristig und lokal (Stadtzentrum und Hauptachsen) etwas entschärfen, aber langfristig nicht lösen kann. Am Stadtrand und in der Agglomeration verschlechtert sich hingegen die lufthygienische Situation wesentlich (Ausgangsbasis: Verkehrsbelastungen und -emissionen von 1985).

Der Einfluss der am 1. Januar 1987 in Kraft gesetzten Massnahmen darf, wie die im Auftrag des Bundesamtes für Umweltschutz erstellte Studie zeigt, nicht überschätzt werden (SVI-EDI Metron 1987).

Anhand von Abschätzungen der Werte für das Jahr 1994 mit gleichbleibendem Verkehrsvolumen ergeben sich im Bereich der Hauptstrassen für die massgebenden NO₂-Immissionen die in Tabelle 8.3. aufgeführten *Reduktionen* der Jahresmittelwerte infolge der *Katalysatorwirkung*.

Sämtliche Prognosewerte liegen 1994 noch deutlich über den lufthygienisch zulässigen Grenzwerten. Bund, Kantone und Gemeinden müssen also zusätzliche wirksame Massnahmen ergreifen.

Die Einführung des Katalysators wird die Schadstoffe, die aus dem Verkehr stammen, nicht genügend reduzieren können. Aus Untersuchungen geht hervor, dass der Katalysator erst ab 1.5 km Fahrt nach Erreichen der Betriebstemperatur seine volle Wirkung erbringt, d.h. sein *Wirkungsgrad* liegt dann bei 85–90%. Unter 0.5 km Fahrstrecke ist der Katalysator unwirksam. Diese Tatsache ist für eine kleinere Stadt wie Biel von besonderer Bedeutung, da erfahrungsgemäss viele Fahrten unter einer Distanz von 1.5 km liegen.

Zur vorliegenden Studie sind einige Vorbehalte zu machen, was die *Resultate* und die daraus zu ziehenden Schlüsse anbelangt.

Das den Verkehrs-, Emissions- und Ausbreitungsmodellen zugrundeliegende Datenmaterial entspricht näherungsweise dem *Verkehrsgeschehen*

Tab. 8.3. Reduktion der NO₂-Jahresmittelwerte an Hauptstrassen infolge Katalysator.

1987	1994	LRV
70 µg/m ³	45 µg/m ³	30 µg/m ³
60 µg/m ³	38 µg/m ³	

aus dem Jahre 1985. Wenn man davon ausgeht, dass der Planungs- und Entscheidungsprozess samt Bauphase für eine N5-Variante mindestens 10–15 Jahre beansprucht, so sind in dieser Zeitspanne ins Gewicht fallende Veränderungen wahrscheinlich. Insbesondere gilt dies für das Verkehrsgeschehen.

Falls eine Fortsetzung des *Zuwachstrends* angenommen wird, so muss man innert 10 Jahren mit einer Steigerung des Verkehrsaufkommens von 22–36% rechnen. Dazu kommt ein Anteil von *Neuverkehr*, der durch die Förderung des motorisierten Individualverkehrs mittels Kapazitätserhöhungen, Anhebung der Durchschnittsgeschwindigkeiten, Fahrzeitverkürzungen usw. entsteht.

Als Beispiel sei hier die Stadt *St. Gallen* angeführt, deren Verkehrsaufkommen innert Jahresfrist nach Eröffnung der Nationalstrasse beträchtlich zugenommen hat. Aufgrund solcher Annahmen ist in Biel ebenfalls eine Verkehrszunahme in der Grössenordnung von bis zu 50% möglich. Diese Entwicklung würde den notwendigen lufthygienischen Massnahmen zuwiderlaufen.

8.2.6. Schlussfolgerungen

Das Interesse an dieser Studie kann wie folgt begründet werden: Die lufthygienische Situation wird in einem *dynamischen Modell* dargestellt, das die realen Vorgänge der Emission, Transmission und Immission modellmässig nachvollzieht. Dadurch wird eine Simulation von zukünftigen Szenarien und Veränderungen auf jeder dieser drei Stufen möglich.

Dieses Modell zur Erfassung und graphischen Darstellung der lufthygienischen Situation ist ein geeignetes Hilfsmittel, um Auswirkungen von grösseren Verkehrsverlagerungen und -entwicklungen abzuschätzen.

Insbesondere im Hinblick auf die Einhaltung der in der *Luftreinhalteverordnung* festgelegten Immissionsgrenzwerte verfügt man hiermit über ein Instrument zur Beurteilung von lufthygienischen Massnahmen in den Bereichen Verkehr, Industrie und Hausfeuerung.

Als zukünftig häufige und wichtige Anwendungen sind die *Umweltverträglichkeitsprüfungen* zu nennen, die für jede grössere Anlage des Verkehrs oder der Industrie erforderlich sind. Das lufthygienische Modell kann hierzu die Vergleichs- und Kontrollbasis liefern.

Weitere Anwendungen und Weiterentwicklungen des Modelles sind denkbar, z. B.:

- Abschätzungen der Katalysatorwirkung unter Berücksichtigung der Fahrtlängen (Veränderung der *Emissionen*).
- Prognosen und Trendberechnungen (siehe unten).
- Simulation klimatischer Inversionslagen (Veränderung der *Transmission*).
- Berücksichtigung von technischen Verbesserungen, z. B. Reinigung der Abgase aus Abluftkaminen oder -anlagen.
- Verlagerung der *Emissionsquellen*: Als Beispiel dazu sind die Berechnungen der N5 zu nennen. Hierzu werden im Rahmen der UVP die notwendigen Prognoseberechnungen für den Zeitpunkt der Inbetriebnahme der N5 erfolgen.
- Simulation von *verkehrsberuhigenden* und -beschränkenden *Massnahmen* (z. B. Tempo 30, verkehrsfreie Innenstadt, zonenweise Einschränkungen oder Verbote für bestimmte Fahrzeugkategorien, z. B. Lastwagen).

Die Konsequenzen solcher Trendentwicklungen auf die lufthygienische Situation im Raume Biel abzuschätzen, wäre eine interessante Ergänzung zu den im Rahmen der Umweltverträglichkeitsprüfung der N5-Varianten erfolgten vergleichenden Berechnungen. Dazu könnte ein Szenario «Nullvariante» entwickelt werden, dass zudem auch eine Verkehrsabnahme oder zumindest eine -stabilisierung aufgrund von verkehrsberuhigenden Massnahmen beinhaltet (vgl. Kap. 8.2.4.).

Die Anwendung des lufthygienischen Modelles auf die beiden N5-Varianten in der Region Biel hat gezeigt, dass die *Grössenordnung der Verkehrsverlagerungen* beträchtlich sein muss, damit deutliche Unterschiede der Schadstoffbelastungen sichtbar werden. Dies ist u. a. auch auf die grossräumige Verteilung der Luftschadstoffe durch die Abluftkamine der Umfahrungsstrassen zurückzuführen.

Oft treten kleinere Differenzen zwischen täglichen, lokalen Luftschadstoffmessungen und den im Modell berechneten flächenhaften Jahresmittelwerten auf. Letztere bedürfen noch der genaueren Abklärung (z. B. von Einflüssen der Bebauung, der Lage, der Durchlüftung, der vorhandenen grossen Emittenten, der lokal vorwiegenden Luftschadstoffe und deren Umwandlung in sekundäre Schadstoffe, usw.).

Hinsichtlich allfälliger *Massnahmenpläne* können jedoch folgende wichtige Aussagen als gesichert gelten (vgl. Kap. 8.2.1.):

- Nur eine *langfristige Strategie* zur Senkung der beiden primären Luftschadstoffe HC und NO_x kann wesentliche Verbesserungen der lufthygienischen Situation erzielen.
- Die Grundbelastung liegt im ganzen Mittelland sehr hoch; es sind daher *überregionale Strategien* und Massnahmen erforderlich.

Literatur

- Ingenieurbüro Barbe AG Zürich, 1985: Wunschlinien-Matrix des Verkehrsmodelles Biel.
- Metron, 1987: Parkraumbewirtschaftung. Steuerungsmöglichkeiten und Auswirkungen.
- Saxer, M., 1986: Bieler Innenstadt: Grundlagen zur Parkraum- und Verkehrsplanung. Diplomarbeit, Geographisches Institut Universität Bern.
- Stadtplanungsamt Biel, 1986: Das Verkehrsmodell.
- SVI-EVED (Schweiz. Verkehrsingenieure – Eidg. Verkehrs- und Energiewirtschaftsdepartement) Metron, 1987: Verminderung der Umweltbelastung durch verkehrsorganisatorische und -technische Massnahmen.

8.3 Energie und Energiekonzept

RUDOLF HARTMANN

Summary

The conversion of oil, gas, wood, uranium, etc. into heat, mechanical work or light produces pollutants and waste products which contaminate our air and environment. The amount of energy consumed, the choice of energy source and the way in which energy is generated determine the extent of the resulting pollution. These factors can be influenced. The «Energiekonzept Seeland» (EKS) – a plan which has been developed for communities in Switzerland's Seeland region – shows that something can be done to save energy and reduce air pollution even on a regional scale. It would be unwise to expect too much, however, since the financial and political means to achieve effective energy savings and develop ecologically beneficial energy systems are lacking.

Résumé

Lors de la transformation de pétrole, de gaz, de bois, d'uranium, etc. en chaleur, en travail mécanique ou en lumière, des déchets et des polluants nuisant à notre environnement et à l'air sont produits. Cette nuisance est déterminée par la quantité d'énergie consommée, le choix de la source d'énergie et la manière dont l'énergie est transformée. Une influence sur ces facteurs est possible. Au moyen du concept d'énergie du Seeland (EKS) mis sur pied pour les communes du Seeland, il est démontrable, qu'une contribution à l'économie de l'énergie et à la diminution de la pollution est également possible sur le plan régional. Toutefois des espérances exagérées sont, dans le cas présent, déplacées, vu que les moyens financiers et politiques qui permettraient d'obtenir de rigoureuses mesures d'économie et de réaliser des systèmes énergétiques respectueux de l'environnement font actuellement défaut.

Zusammenfassung

Bei der Umwandlung von Oel, Gas, Holz, Uran usw. in Wärme, mechanische Arbeit oder Licht entstehen Schadstoffe und Abfallprodukte, die unsere Luft und

unsere Umwelt belasten. Die Grösse des Energieverbrauches, die Wahl der Energieträger und die Art der Umwandlung von Energie bestimmen den Umfang dieser Umweltbelastung. Diese Faktoren sind beeinflussbar. Am Beispiel des für die Gemeinden des Seelands erarbeiteten «Energiekonzeptes Seeland (EKS)» lässt sich aufzeigen, dass auch auf regionaler Ebene ein Beitrag zum Energiesparen und zur Verminderung der Umweltbelastung geleistet werden kann. Uebertriebene Erwartungen sind allerdings nicht angebracht, da die finanziellen und politischen Mittel zur Durchsetzung rigoroser Sparmassnahmen und zur Realisierung besonders effizienter und umweltschonender Energiesysteme fehlen.

8.3.1. Ausgangslage und Problemstellung

Die Energieversorgung leistet je nach betrachtetem Schadstoff einen mehr oder weniger grossen Beitrag an die Luftverschmutzung in der Region Biel-Seeland. Dem Emissionskataster (Kap. 2.) ist zu entnehmen, dass über das gesamte Untersuchungsgebiet betrachtet:

- Von den ca. 500 Tonnen jährlich erzeugten SO_2 -Mengen 73.9% den Hausfeuerungen und 21.5% der Industrie (wovon ein beträchtlicher Anteil Wärmeerzeugung) entstammen: Für ca. 90% der SO_2 -Emissionen ist somit die Energieversorgung verantwortlich;
- Von den ca. 930 Tonnen jährlich erzeugten NO_x -Mengen 17.9% den Hausfeuerungen und 13.9% der Industrie (wovon ein untergeordneter Anteil Wärmeerzeugung) entstammen: Für ca. 20% der NO_x -Emission ist somit die Energieerzeugung verantwortlich;
- Von den ca. 570 Tonnen jährlich erzeugten HC-Mengen 9.8% den Hausfeuerungen und 6.7% der Industrie entstammen;

Die Anteile der Energieversorgung bei den Emissionen bestimmen im wesentlichen auch den Beitrag der Energieversorgung bei den *Immissionen* (vgl. Kap. 4. und 5.). Bei den SO_2 -Konzentrationen beträgt der durch Hausfeuerung und Industrie erzeugte Anteil 57% (Stadttrand) bis 71% (Stadtzentrum), wobei hier noch hohe Anteile (40% resp. 26%) für den «Background» hinzukommen, welcher der Vorbelastung der ins Untersuchungsgebiet einflussenden Luftmasse entspricht. Bei den NO_2 -Konzentrationen, bezogen auf Gebiete ausserhalb des Nahbereiches von Hauptverkehrsachsen, betragen die Anteile von Hausfeuerungen und Industrie 13% (Stadttrand) bis 18% (Stadtzentrum), wobei auch beim NO_2 hohe Backgroundwerte (51% resp. 42%) auftreten.

Die durch die Energieversorgung erzeugte Schadstoffproduktion wird im wesentlichen bestimmt durch die Anteile der einzelnen Energieträger, die jeweils unterschiedliche spezifische Emissionsfaktoren für die einzelnen Schadstoffe aufweisen. Gemäss den Angaben des «Energiekonzeptes Seeland (EKS)» betragen die Energieträgeranteile für das Gebiet der Agglomeration Biel (Tab. 8.4.):

Tab. 8.4. Anteile der Energieträger am Endenergiebedarf (1984).

	Heizöl	Elektrizität	Gas	Fernwärme	Holz	Kohle	erneuerbare Energien
Stadt Biel	58.6%	16.0%	23.8%	0	1.2%	0.2%	0.1%
Agglomeration Biel (ohne Stadt Biel)	65.4%	19.1%	10.5%	1.5%	2.8%	0.2%	0.5%
Seeland	59.9%	19.8%	15.1%	0.3%	4.5%	0.2%	0.3%

Quelle: Energiekonzept Seeland, zweiter Zwischenbericht April 86, Sulzer Energieconsulting AG, Liestal

Die verschiedenen Energieträger weisen gemäss Kapitel 2 die in Tabelle 8.5. angegebenen *Emissionsfaktoren* auf (kg/TJ):

Tab. 8.5. Emissionsfaktoren (kg/TJ) der Energieträger Heizöl, Erdgas und Holz.

	SO ₂		NO _x	HC	Staub
	1980	1985			
Heizöl EL	145.7	117.5	40	15	1.25
Erdgas	0.7	0.7	45	12	0.3
Holz	5	5	60	100	120

Vereinfachend kann die Rolle der einzelnen Energieträger in Bezug auf die Schadstoffproduktion in der Region Biel-Seeland wie folgt charakterisiert werden:

- Die saubersten Energieträger sind aus lokaler Sicht zweifelsohne die Elektrizität und die erneuerbaren Energien (Wärmepumpen, Sonnenkollektoren, Biogas, Wind usw.), welche in der Region Biel-Seeland keine Schadstoffe emittieren. Die Nachteile der Elektrizitätserzeugung, insbesondere im Zusammenhang mit grossen Stauanlagen, Kernkraftwerken oder thermischen Kraftwerken, sind hinlänglich bekannt und stehen den

lokalen Vorteilen entgegen.

- Als relativ saubere Energie kann das Erdgas bezeichnet werden. Immerhin weisen die Stickoxidbelastung und die Kohlenwasserstoffbelastung eine ähnliche Grössenordnung auf wie beim Heizöl.
- Das Heizöl ist trotz erfolgter Reduktion des Schwefelgehaltes von 0.31% im Jahre 1980 auf 0.25% im Jahre 1985 immer noch der Haupterzeuger der SO₂-Emissionen. Wegen des hohen Anteils am Energiebedarf ist das Heizöl, absolut gesehen, auch Hauptproduzent der NO_x-Belastung (bezogen auf den Energiebereich).
- Holz weist mit Ausnahme des SO₂ deutlich höhere Emissionsfaktoren als Heizöl und Gas auf und ist aus lufthygienischer Sicht der problematischste Energieträger.

Diese Voraussetzungen gilt es zu beachten, wenn nun im folgenden diskutiert werden soll, mit welchen Massnahmen im Energiesektor die klimatisch-lufthygienische Situation verbessert werden kann. Dabei wollen wir uns nicht zu sehr auf den regionalen Aspekt fixieren (dies würde zwangsläufig der «Politik der hohen Schornsteine» Vorschub leisten), sondern es sollen folgende Probleme im Auge behalten werden:

- *Global* stehen die CO₂-Problematik und die Erwärmung der Erdatmosphäre im Vordergrund. Verursacher sind sämtliche Verbrennungsprozesse, bei welchen grosse Mengen CO₂ freigesetzt werden. Einen Beitrag hierzu leisten die mit Erdöl, Gas oder Holz beheizten Hausfeuerungen unserer Region.
- *Überregional* steht einerseits die Verfrachtung der erzeugten Schadstoffe in andere Regionen, zum Teil unter gleichzeitiger Umwandlung (Ozon!), im Vordergrund. Der Anteil der Background-Belastung dürfte in ländlichen Regionen noch um einiges höher liegen als in unserer städtischen Region Biel-Seeland. Neben der Verfrachtung gewinnt das Problem der Entsorgung -insbesondere beim Atomstrom- zunehmend an Bedeutung.
- *Regional* stellen Gebiete mit hohen Schadstoffkonzentrationen, insbesondere die Belastungsgebiete, in welchen die Immissionswerte der Luftreinhalteverordnung überschritten sind, die hauptsächlichen Problembe-reiche dar (vgl. Kap. 4. und 6.). Zu den Belastungsgebieten gehören insbesondere das Stadtzentrum, aber auch die übrigen Stadtquartiere und Vororte von Biel.

8.3.2. Ziele und Massnahmen einer umweltgerechten Energiepolitik

Die umweltpolitischen Ziele und insbesondere die Vorgaben der Luftreinhalteverordnung lassen sich nur über konsequente Massnahmen bei den Hauptverursachern der Luftverschmutzung (Energie, Verkehr, Industrie) realisieren. Hierzu braucht es nicht nur Massnahmen und Strategien auf eidgenössischer und kantonaler, sondern auch auf regionaler und kommunaler Ebene. Die energiepolitischen Zielsetzungen in der Region Biel-Seeland müssen zwar auf die konkrete lokale Umwelt-Situation ausgerichtet werden; gleichzeitig haben sie sich aber an den übergeordneten Problemstellungen zu orientieren. Aus dieser Sicht ergeben sich für die Region Biel-Seeland folgende energiepolitischen Stossrichtungen:

1. *Reduktion des Energiebedarfes.* Die Reduktion des Energiebedarfes stellt die zweckmässigste Methode zur Reduktion der Umweltbelastung dar. Mit dieser Massnahme wird direkt bei der Ursache der Umweltbelastung angesetzt. Damit können Verbesserungen auf regionaler, überregionaler und globaler Ebene erzielt werden, ohne gleichzeitig die Probleme auf andere Energieträger oder Umweltbereiche zu verlagern. Energieeinsparungen im Bereich 'Wärme- und Brauchwarmwasser' können erzielt werden durch:

- Isolation von Gebäuden;
- Sanierung und Ersetzen der Heizungen unter Vergrösserung des Wirkungsgrades;
- Bedarfsgerechten Betrieb der Heizanlagen (Stichwort: individuelle Heizkostenabrechnung).

Vor allem Wohnungen, die zwischen 1947 und 1975 erstellt wurden, weisen ein grosses Sparpotential auf (40% pro Wohnung). Würde das (grob geschätzte) Energiesparpotential in der Region Biel-Seeland von ca. 25% ausgeschöpft, so könnte allein mit dieser Massnahme der Schadstoff-Ausstoss um einen Viertel reduziert werden. Zumindest beim SO₂ kämen damit die Konzentrationen in den Bereich der Immissionsgrenzwerte zu liegen.

2. *Reduktion des spezifischen Schadstoffausstosses.* Durch die Reduktion des Schwefelgehaltes beim Heizöl von 0.31% auf 0.25% konnte der SO₂-Ausstoss in den letzten Jahren um rund 20% reduziert werden. Eine

weitere Reduktion des Schwefelgehaltes beim Heizöl auf 0.2% ist durch die Luftreinhalteverordnung vorgeschrieben. Ähnliche Verbesserungen bei anderen Schadstoffen resp. anderen Energieträgern sind nur beschränkt möglich. Hingegen besteht die Möglichkeit, bei grösseren Anlagen (z.B. Gasmotoren, Holzfeuerungsanlagen) spezielle Reinigungsverfahren einzubauen. Diese Möglichkeiten sind gezielt einzusetzen.

3. *Ersatz umweltbelastender Energieträger durch umweltschonende Energieträger.* Die aus regionaler Sicht umweltschonendste Energieversorgung ist die Elektrizität unter Ausnutzung von Umweltwärmequellen. Aber auch der Ersatz von Erdöl durch Gas bewirkt eine massive Reduktion der SO₂-Belastung. Schliesslich vermag eine Fernwärmeversorgung lokal erhebliche Umweltentlastung herbeizuführen.

Zur Illustration des dritten Massnahmebereiches wurden im Rahmen der vorliegenden Studie drei Szenarien durchgerechnet, welche auf verschiedene Weise gezielt die Schadstoffkonzentrationen im Stadtzentrum von Biel vermindern sollten, nämlich:

- *Szenarium 1:* Wärmeversorgung des Stadtzentrums von Biel mit *Fernwärme*. Die SO₂-Belastung würde um 140 t/Jahr reduziert, wobei je nach Art der Fernwärmeerzeugung mit einer Punktquelle mit einem Ausstoss von 30–40 t/Jahr zu rechnen ist. Wie aus Figur 8.11. (Fig. 8.11. b) zu erkennen ist, würde sich die maximale SO₂-Konzentration auf unter 30 µg/m³ verringern. Die NO₂-Konzentration würde sich maximal um 5 µg/m³ verringern;
- *Szenarium 2:* 50% der *Ölfeuerungen der Gemeinde Biel werden durch Gasheizungen ersetzt*. Damit würde die SO₂-Belastung um 148 t/Jahr reduziert. Die SO₂-Konzentration sinkt unter 30 µg/m³, die NO₂-Konzentration bleibt konstant (Fig. 8.11.c);
- *Szenarium 3:* 90% der *Ölfeuerungen im Zentrumsbereich von Biel werden durch Gasheizungen ersetzt*. Die SO₂-Belastung würde um 56 t/Jahr reduziert. Die SO₂-Belastung beträgt im Maximum 32 µg/m³ (Figur 8.11.d)), die NO₂-Konzentration bleibt konstant.

In allen 3 Szenarien können die SO₂-Konzentrationen spürbar und in den Bereich des Grenzwertes der Luftreinhalteverordnung gesenkt werden.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass bei kombinierter und gezielter Anwendung aller drei Massnahmebereiche im Energiesektor (Spa-

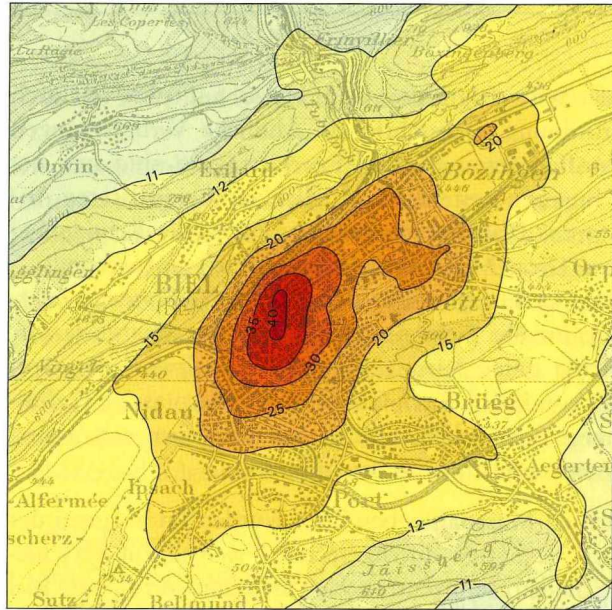
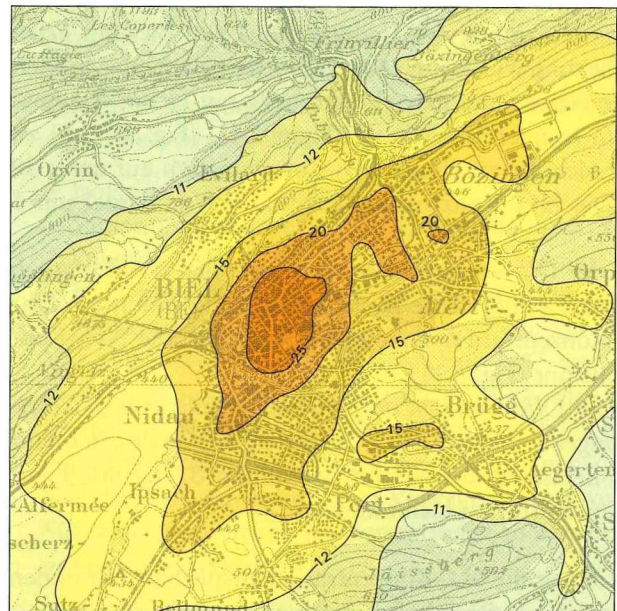
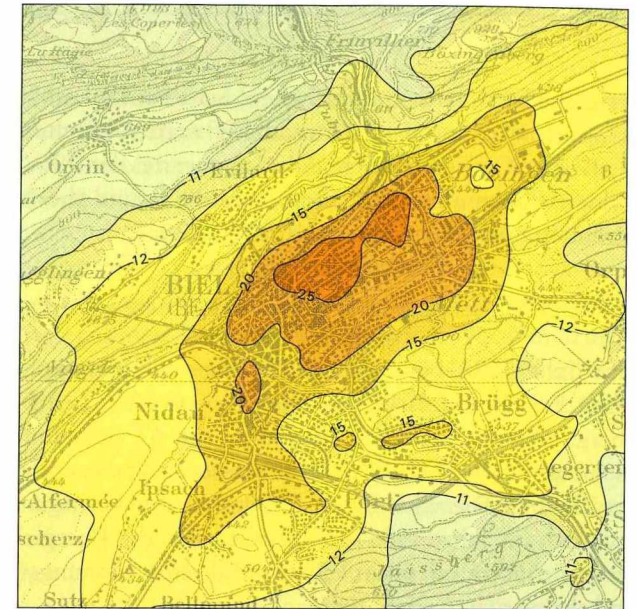
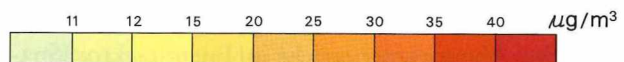


Fig. 8.11.
Mittlere jährliche
SO₂-Konzentrationen
in µg/m³
für verschiedene
Szenarien der Energie-
versorgung

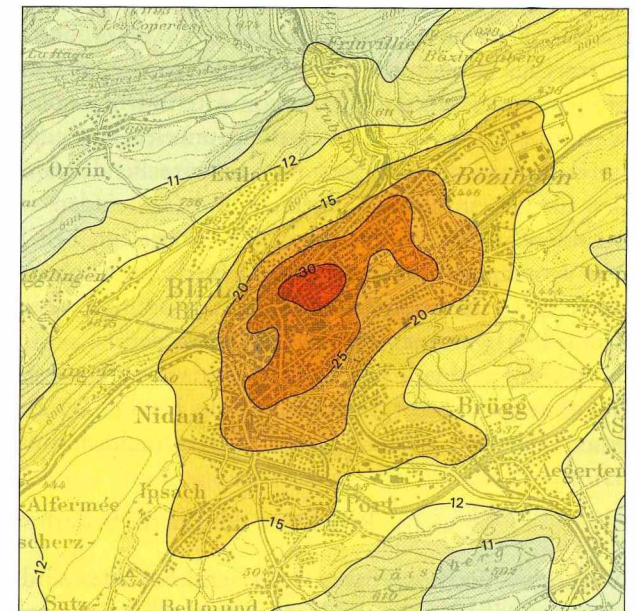
a) Istzustand (1985)



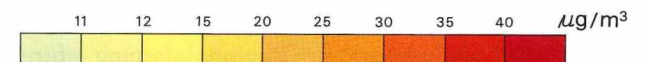
b) Szenarium 1
(Fernwärme
im Zentrum)



c) Szenarium 2
(50% Gas,
ganze Gemeinde)



d) Szenarium 3
(90% Gas
im Zentrum)



ren, Reduktion des spezifischen Schadstoffausstosses, Substitution) die Umweltbelastung namhaft reduziert werden könnte.

Beim SO₂ liessen sich die Grenzwerte der LRV durch energieseitige Massnahmen allein einhalten, beim NO₂ sind die verkehrsseitigen Massnahmen ausschlaggebend (vgl. Kap. 8.2.).

8.3.3. Umsetzung im Rahmen des «Energiekonzeptes Seeland» (EKS)

Im Jahr 1984 beschlossen die Regionalplanungsverbände Biel-Seeland, Amt Erlach und östliches Seeland sowie Grenchen-Büren-oberer Bucheggberg, welche zusammen ein Gebiet mit 67 Gemeinden (darunter das Forschungsgebiet «Region Biel») umfassen, gemeinsam ein Energiekonzept zu erarbeiten. Die wichtigsten Ergebnisse der vorliegenden Forschungsarbeit wurden im Jahre 1986 speziell zuhanden des Energiekonzeptes aufgearbeitet und konnten somit einem konkreten Planungsvorhaben nutzbar gemacht werden (GIUB 1986).

Die Kenntnis der Umweltbelastung führte denn auch dazu, dass die Zielsetzung «umweltfreundliche Energieversorgung» bei der Erarbeitung erstrangige Bedeutung erhielt. Als Massnahmen wurden postuliert: Energiesparen, verstärkter Einsatz von Alternativenergien (Abwärme, Umweltwärme, Holz) sowie Substitution umweltbelastender Energieträger durch umweltschonende Energieträger. Entsprechende konkrete Vorschläge wurden für die einzelnen Teilgebiete und Gemeinden erarbeitet und den Gemeindebehörden zur Stellungnahme vorgelegt. Mit Hilfe einer stufenweisen Vernehmlassung konnte schliesslich ein Konzept festgelegt und durch die Organe der beteiligten Regionalplanungsverbände als behördenverbindliches Instrument verabschiedet werden.

Nachfolgend soll eine Beurteilung versucht werden, in welchem Mass das «Energiekonzept Seeland», die im Kapitel 8.3.2. genannten Ziele und Massnahmen in einem Konzept auch tatsächlich umzusetzen vermag.

Reduktion des Energiebedarfes

Wichtigste Einflussgrössen des Energiebedarfes sind die Wohnungen und deren spezifischer Energiebedarf sowie die Arbeitsplätze respektive deren spezifischer Energiebedarf. Das Energiekonzept Seeland rechnet – entsprechend den Zielprognosen der Regionalplanung – für die Stadt Biel und ihre

Agglomeration sowohl bei deren Einwohnern wie bei den Arbeitsplätzen mit (zwischen 1980 und 2000) ungefähr konstanten Zahlen (wobei ein weiterer Rückgang der Einwohner und Arbeitsplätze in der Stadt Biel durch entsprechende Zunahmen in der Agglomeration wettgemacht wird). Bei den Arbeitsplätzen wird von der Annahme ausgegangen, dass der zunehmende Energiebedarf pro Arbeitsplatz infolge Produktivitätssteigerung und Zunahme des Platzbedarfes pro Arbeitsplatz kompensiert werden kann durch Sparmassnahmen in den Betrieben bei der Raumheizung oder durch Wärmerückgewinnung bei der Prozessenergie. Damit wird bei den Arbeitsplätzen mit ungefähr konstantem Energiebedarf bis ins Jahr 2000 gerechnet.

Bei den Wohnungen verursacht der zunehmende Flächenbedarf pro Einwohner einen Energie-Mehrbedarf von ca. 6%. Andererseits wird das Ziel postuliert, dass durch Sanierung von 30% der Wohnungen mit hohem Energiebedarf (Baujahre 1947–1975) und durch Ersatz der sanierungsbedürftigen Heizungen bis ins Jahr 2000 der Energiebedarf um 7% zu reduzieren sei. Insgesamt rechnet das Energiekonzept Seeland für die Agglomeration Biel mit einer Reduktion des Energiebedarfes zwischen 1980 und 2000 um 1%. Bereits zur Erreichung dieses bescheidenen Zieles sind grosse Anstrengungen sowohl der Privaten wie der Behörden notwendig. Zur Unterstützung dieses Sparziels schufen die Regionalplanungsverbände Biel-Seeland und Amt Erlach/östliches Seeland im Jahr 1987 die «Energieberatungsstelle Seeland».

Aufgrund der bescheidenen, aber auf realistischer Basis beruhenden Perspektiven des Energiekonzeptes Seeland muss davon ausgegangen werden, dass eine wesentliche Reduktion des Energiebedarfes unter den bestehenden Randbedingungen – trotz vermehrter Sparanstrengungen auf allen Ebenen – kaum möglich ist. Erst stark erhöhte Energiepreise, gesetzlich vorgeschriebene Sparmassnahmen und ein grösserer Anteil an Energiesystemen mit höheren Wirkungsgraden dürften zu einer spürbaren Senkung des Energiebedarfes führen. Die Region «Seeland» hat auf diese Faktoren jedoch nur einen bescheidenen Einfluss.

Einsatz umweltschonender Energieträger resp. Energiesysteme

Das Energiekonzept schlägt für die einzelnen Gemeinden konkrete Massnahmen zur Realisierung der eingangs aufgeführten Ziele vor. In der

Schlussphase des Energiekonzeptes wurden noch zwei Varianten zur Diskussion gestellt, nämlich ein «wirtschaftliches Konzept», welches unter wirtschaftlichen Aspekten mehr oder weniger konkurrenzfähig mit der herkömmlichen Ölheizung ist, und ein «wünschbares Konzept», zu dessen Realisierung spezielle Anstrengungen und auch finanzielle Anreize und Unterstützungen durch die öffentliche Hand notwendig sind. Bei beiden Konzepten wird von einem Ausbau der Elektrizität in grösserem Umfang abgesehen, da die Versorgungslage zur Zeit sehr ungewiss ist.

Die Konzepte sind in der folgenden Tabelle 8.6. beschrieben. Sie lassen sich wie folgt charakterisieren:

- In der Stadt Biel würde beim «wirtschaftlichen Konzept» der Heizölanteil auf 36% sinken, der Gasanteil auf 46% steigen und die übrigen Energieträger ungefähr ihren Anteil beibehalten. Die Auswirkungen würden den im Abschnitt 8.3.2. beschriebenen Szenarium 2 entsprechen und insbesondere eine Absenkung der SO₂-Konzentration im Stadtzentrum unter den Grenzwert der Luftreinhalteverordnung bewirken.
- Das «wünschbare Konzept» würde in der Stadt Biel den Anteil von Öl und Gas zusammen gegenüber dem «wirtschaftlichen Konzept» um 5% auf 76% senken, während die neuen Energien (insb. Umgebungswärme) einen Anteil von 6% übernehmen würden. Die Auswirkungen würden einer Kombination der Szenarien 1 und 2 entsprechen: die SO₂-Konzentration im Stadtzentrum sinkt unter den Grenzwert der LRV, zusätzlich sind eine Reduktion der NO₂-Konzentration sowie des CO₂-Ausstosses zu erwarten.
- Auch in den umliegenden Gemeinden haben die beiden Konzepte ähnliche Auswirkungen wie in der Stadt Biel: Der Ölanteil wird auf 40–45% gesenkt, der Gasanteil auf 25–30% erhöht. Das «wünschbare Konzept» weist zudem einen höheren Anteil Müll und neue Energien (9%) sowie Holz (5%) auf als das «wirtschaftliche Konzept». Während beiden Konzepten eine starke Senkung des SO₂-Ausstosses gemeinsam ist (40–50%), schlägt beim «wünschbaren Konzept» der Anteil neuer Energien positiv zu Buche, während die Erhöhung des Holz-Anteils aus der Sicht der Umweltbelastung negativ ins Gewicht fällt.

Die meisten Gemeinden haben sich, zum Teil mit gewissen Vorbehalten, für das «wünschbare Konzept» ausgesprochen. Da bis zur Realisierung noch verschiedene Hürden, insbesondere Finanzbeschlüsse der kompetenten Or-

Tab. 8.6. Energiekonzept Seeland: Konzeptvorschläge für die Agglomeration Biel.

	Wirtschaftliches Konzept	Wünschbares Konzept
Stadt Biel	<ul style="list-style-type: none"> – Ausbau der Gasversorgung durch Verdichtung der Einzelgebäudeheizungen – Aufbau einer Fernwärmeversorgung ab Müra (Versorgungsbereich: südl. Teile von Madretsch) 	<ul style="list-style-type: none"> – Blockheizkraftwerk-Zentrale mit Gasmotorantrieb für Gebiet Bözingen, Mett und Teile von Madretsch – Verwendung des erzeugten Stromes für den Betrieb einer Wärmepumpen-Zentrale im Stadtzentrum – Aufbau einer Fernwärmeversorgung ab Müra – In den übrigen Gebieten: Ausbau der Gasversorgung durch Verdichten der Einzelgebäudeheizungen
umliegende Gemeinden	<ul style="list-style-type: none"> – Ausbau oder Aufbau einer Gasversorgung mit Einzelgebäudeheizungen – Aufbau einer Fernwärmeversorgung ab Müra für Teile der Gemeinden Nidau, Port und Brügg 	<ul style="list-style-type: none"> – Aufbau eines Wärmeverbundes ab gasbetriebener Wärmepumpenzentrale (nur einzelne grössere Gemeinden) – Nutzung der Holzvorkommen in Einzelheizungen oder kleineren Wärmeverbänden (ausgenommen Gemeinden Nidau, Brügg, Port) – Förderung Sonnenkollektoranlagen
alle Gemeinden		<ul style="list-style-type: none"> – Förderung von Elektromotor-Wärmepumpen bei Neubauten – Förderung von Kombikesseln bei Ölheizungen zur elektrischen Brauchwassererzeugung im Sommer.

gane (Gemeindeversammlungen, Stadtrat, Volksbeschlüsse) zu überwinden sind, muss damit gerechnet werden, dass das «wünschbare Konzept» nur zum Teil verwirklicht werden kann. Immerhin ist damit zu rechnen, dass zumindest das «wirtschaftliche Konzept» in der Region Biel zum tragen kommt. Dies wäre aus der Sicht der Umweltbelastung bereits als Erfolg zu werten. Zusammen mit der vorgesehenen weiteren Reduktion des Schwefelgehaltes im Heizöl auf 0.2% könnte damit die SO₂-Situation wesentlich entschärft werden. Andererseits vermag auch das «wünschbare Konzept» die NO₂-Belastung sowie den CO₂-Ausstoss nur in beschränktem Umfang zu senken. Das «wünschbare Konzept» würde den Energieverbrauch dank höherem Wirkungsgrad der verwendeten Systeme gegenüber dem «wirtschaftlichen Konzept» um insgesamt ca. 2% senken.

Zusammenfassende Beurteilung

In Bezug auf die im Kapitel 8.3.1. formulierten Problemstellungen ergibt die Analyse, dass unter den heutigen wirtschaftlichen, gesetzlichen und politischen Randbedingungen energiepolitische Massnahmen auf regionaler Ebene mindestens einen Beitrag dazu leisten können, dass die Probleme nicht weiter anwachsen. Im regionalen Bereich sind sogar wesentliche Verbesserungen beim SO₂ und damit bei der regionalen und überregionalen Umweltbelastung möglich und anzustreben. Hinsichtlich der ganzen CO₂-Problematik vermögen die zur Verfügung stehenden Massnahmen hingegen nur einen bescheidenen Lösungsbeitrag zu leisten.

Derselbe Vorbehalt ist bezüglich der NO₂-Belastung anzubringen. Der zur Zeit durch den Kanton in Bearbeitung befindliche «Massnahmenplan zur Luftreinhaltung» wird weitere Massnahmen zur Verminderung der NO₂-Emissionen aufzeigen. Neben verstärkten Energiespar-Anstrengungen stehen dabei vor allem feuerungstechnische Massnahmen im Vordergrund. Dabei darf nicht vergessen werden, dass der wichtigste Beitrag zur Senkung der NO₂-Emissionen von deren Haupterzeuger, nämlich dem Verkehr, zu leisten ist.

Literatur

GIUB (Geographisches und Systematisch-geobot. Institut der Universität Bern), 1986: Energiekonzept Seeland – Bericht zur Umweltbelastung. Universität Bern.

9. Empfehlungen zur Eignung der eingesetzten Methoden

HEINZ WANNER

Summary

The Biel study employed a wide variety of methods: simple procedures were used in an attempt to obtain or simulate space-time mean values or mean conditions. More complex methods were employed in individual case studies.

The present survey discusses the suitability of the procedures used with particular reference to how they might be applied in other contexts. In the process, it has become clear that not many conclusions can be drawn until there is an effort to coordinate the results obtained by different research groups.

Résumé

Les études menées à Bienne font appel à des méthodes très diverses. D'une part l'on a cherché à dégager ou simuler des valeurs ou des conditions moyennes (dans le temps et dans l'espace) avec des méthodes simples. D'autre part, des méthodes plus complexes ont été employées pour étudier des processus dans le cadre d'études de cas.

Le présent aperçu est une appréciation rétrospective des méthodes utilisées, en particulier dans la perspective de leur application potentielle dans d'autres régions. Il faut noter en particulier que bon nombre de résultats n'ont pu être atteints que grâce à la considération simultanée des résultats des différents groupes de chercheurs.

Zusammenfassung

In der Bieler Studie wurden sehr unterschiedliche Methoden eingesetzt: Mit einfachen Verfahren wurde versucht, raumzeitliche Mittelwerte oder Mittelzustände zu erfassen bzw. zu simulieren. Komplexere Methoden wurden zum Studium von Prozessen im Rahmen von Fallstudien eingesetzt.

Der vorliegende Überblick gibt über die Eignung der eingesetzten Verfahren im Hinblick vor allem auf deren Übertragbarkeit in andere Räume Auskunft. Dabei wird insbesondere darauf hingewiesen, dass viele Aussagen erst durch die aufwendige Vernetzung der Resultate der verschiedenen Forschergruppen möglich wurden.

9.1. Zur Idee der Übertragbarkeit

Im Einleitungskapitel wurde erwähnt, dass die Bieler Studie aus dem Bewusstsein der Regionalplaner heraus gewachsen ist, dass Klima und Luftverschmutzung für die anstehenden Planungsfragen (Nutzungskonflikte, Autobahnbau, Energiekonzept) von eminenter Bedeutung sind. In einer Zeit, als man das Problem der Umweltverträglichkeit in unserem Land erst auf theoretischer Ebene erörterte (Carrel 1980), wurden somit Schritte in Richtung einer Umweltverträglichkeitsstudie in die Wege geleitet. Aus Gründen der Aktualität stand dabei die lufthygienische Wirkungskette «Emission – Ausbreitung/Umwandlung – Immission/Deposition von Schadstoffen» im Vordergrund.

Beim Ausbau der Studie im Rahmen des Nationalen Forschungsprogrammes 14 (Lufthaushalt und Luftverschmutzung in der Schweiz) wurde schliesslich von der Idee der Übertragbarkeit ausgegangen. Mit Biel wurde eine Mittelstadt mit einer typischen Bevölkerungszahl klar unter 100'000 und mit einer für schweizerische Verhältnisse typischen geographischen Lage am Jurasüdfuss ausgewählt. Dabei wurde von den beteiligten Fachvertretern von Anfang an der Wunsch geäussert, Empfehlungen für die Durchführung ähnlicher Studien in anderen Städten zu erarbeiten. Die folgenden Ausführungen kommen dieser Forderung derart nach, dass die Eignung der eingesetzten Methoden im Hinblick auf deren Übertragbarkeit und Anwendung in anderen Städten kurz dargestellt wird.

Da es sehr schwierig ist, die Eignung jener Methoden zu beurteilen, welche man über Jahre eingesetzt und weiterentwickelt hat, haftet diesem Kapitel eine gewisse Subjektivität an.

9.2. Eignung der eingesetzten Methoden

9.2.1. Emissionskataster (Kap. 2.)

Bei der Entwicklung einer Methode zur Herstellung eines detaillierten Emissionskatasters musste in vielerlei Hinsicht Neuland beschritten werden. Einerseits lagen die gewünschten Emissionsfaktoren nicht vor und andererseits mussten die Emissionen über Näherungsverfahren (Bevölkerungs-, Gebäude-, Verkehrsdichte) geschätzt werden. Das Kapitel 2 (Emis-

sionskataster) kann somit viele methodische Anregungen vermitteln. Das darin vorgestellte Verfahren ist jedoch in anderen Schweizer Städten (z.B. Fribourg, Luzern) getestet, angewendet und somit auch verbessert worden.

9.2.2. Ausbreitungsklimatologie (Kap. 3.)

Bei den klimatologischen und meteorologischen Studien wurde von einigen altbewährten Ideen oder Prinzipien ausgegangen:

- Räumliche und zeitliche Netzverdichtung: Die Fixstation der Meteorologischen Anstalt wurde durch mehrere feste Stationen ergänzt. Dieses Netz wurde bei den Feldexperimenten mit Sondierstationen sowie mobilen Messungen verdichtet.
- Idee der Transekte: Bei vielen Messungen wurden Transekte gelegt, welche sich entweder an die Topographie (parallel oder quer zum Jura) oder an die Bodenbedeckung (Gradient Stadt-Umland, See-Land, Wald-Feld) anlehnten.
- Beschränkung auf die Messung des Temperatur- und Windfeldes: Diese Beschränkung ist für luftchemische Studien möglich, bei denen gasförmige Komponenten im Vordergrund stehen. Allerdings wäre eine Erweiterung auf Druck- und Feuchtemessungen auch für die Zeit ausserhalb der Feldexperimente zu empfehlen.

Als negativ erwies sich die Tatsache, dass für viele Fragen zu wenig Sondiererergebnisse oder Turbulenzmessungen zur Verfügung standen. Bei der Planung ähnlicher Vorhaben sollte deshalb der vermehrte Einsatz von Sondiergeräten, Profilern, Schwebeballonen und Flugzeugen mit Turbulenzmessung eingeplant werden. Insbesondere in Hanggebieten drängt sich auch die Aufstellung von Messtürmen auf.

Als sehr positiv erwies sich für den praktischen Einsatz das Verfahren zur Klassifizierung der häufig auftretenden, regionalen Strömungs- und Schichtungslagen (Rickli und Wanner 1988). Dabei zeigte sich, dass sich regionalskalige Strömungs- und Schichtungsmuster als wertvolle Stütze zur Erklärung lokaler Transport- und Diffusionsprozesse erweisen. Dabei ist jedoch eine sehr gute Auflösung erforderlich, welche allein eine Interpretation komplizierter dynamischer Prozesse zulässt (Interaktion der Berg-, Tal-, Hang-, Land- und Seewinde mit dem synoptischen Strömungsgeschehen).

9.2.3. Immissionsmessungen (Kap. 4.)

Wie vorne erwähnt wird, liegen nur von der Seite der Summations-Messnetze (Liesegang, Bergerhoff) längerfristige Messungen vor. Das Messnetz, welches im Rahmen der Bieler Studie zur Verfügung stand, darf deshalb nicht als beispielhaft bezeichnet werden. Trotzdem oder gerade deshalb sollen an dieser Stelle Empfehlungen für zukünftige Untersuchungen abgegeben werden.

- Boden-Messnetz (feste und mobile Stationen): Die Beurteilung der luft-hygienischen Situation im Sinne der Luftreinhalteverordnung wird praktisch verunmöglicht, wenn nicht an 1–2 typischen Standorten (z.B. Zentrum und Peripherie oder Umland) eine kontinuierlich messende Station vorhanden ist. Diese Basisstation kann im Sinne der Messnetzverdichtung durch mobile Sekundärstationen erweitert werden.
- Ergänzung durch integrale «Mess»-Methoden: Als sehr wertvoll erweist sich der Vergleich der Kurzfrist-Stationsmessungen mit Methoden der Langfristüberwachung wie Bioindikation, Biomonitoring und Depositionsmessungen (z. B. Schwermetalle). Ein ideales Mittel zur Messnetzverdichtung bietet auch der Einsatz von Passivsammlern (z. B. Messung von NO_x).
- Durchführung vertikaler Profilmessungen: Für prozessanalytische Studien (z. B. Diagnose von Ausbreitungsmechanismen) ist es unabdingbar, dass man über genügend Konzentrationsmessungen in der dritten Dimension verfügt. Studien ohne solche Messungen bleiben oft spekulativ und müssen im Hinblick auf geplante Luftreinhaltestrategien von gewagten Annahmen ausgehen.

9.2.4. Ausbreitungsmodelle (Kap. 5.)

Physikalische Modellierung im Windkanal (Kap. 5.1.)

Physikalische Labormodelle im Windkanal eignen sich vor allem für diagnostische Studien in kleinen Massstäben. Sie sind aufwendig, bieten jedoch eine sehr anschauliche Möglichkeit, die Auswirkung von Veränderungen im Bereich der Oberflächenrauigkeit (Grossbauten) oder der Emis-

sionsstruktur (Art und Menge der ausgestossenen Schadstoffe) zu simulieren.

Vor allem dort, wo kleinmasstäbige, bauliche Veränderungen in komplexer Wechselwirkung mit mechanisch und thermotopographisch induzierten Lokalwindssystemen stehen, bietet sich die Windkanalmodellierung geradezu an. Im Falle Biels wurden mit dem kleinmasstäbigen Modell 1:2000 Simulationen der Schadstoffausbreitung aus Punktquellen vorgenommen. Die Modelle mit grösseren Massstabszahlen wurden in erster Linie für die Simulation meteorologischer Phänomene eingesetzt: Struktur der Konvektionszellen, Modifikation der synoptischen Strömung durch die kleinräumige Topographie bei unterschiedlicher thermischer Schichtung.

Gekoppelte numerische Modelle (Kap. 5.2.)

Mit dem Modell MESOCONV können regionalskalige meteorologische Prozesse in Abhängigkeit der Oberflächeneigenschaften (Rauhigkeit, Temperatur, Feuchte), der Oberflächenform und der Wolkenaktivität simuliert werden. Die Verfeinerung der Gitternetz-Maschenweite von 500 auf 100 m (horizontal) bzw. 250 auf 20 m (vertikal) erlaubt die episodische Berechnung des Transportes und der turbulenten Diffusion von Schadstoffen über komplexer Topographie (Lagrangesche Formulierung).

Das Modell MESOCONV erlaubt nicht nur die Berücksichtigung der dynamischen Prozesse im Zusammenhang mit der Wolkenbildung, es liefert vor allem auch räumlich fein aufgelöste Transportvektoren sowie Turbulenzparameter. Letztere dienen als Input für das Lagrange-Modell, welches eine Berücksichtigung komplizierter meteorologischer Phänomene zulässt, wie wir sie über der komplexen schweizerischen Topographie oft antreffen (v.a. Windscherungen im Zusammenhang mit topographisch induzierten Strömungsmechanismen).

Das im Raum Biel entwickelte numerische Modell ist unterdessen auch in anderen Regionen mit Erfolg angewendet worden (Broyetal, Greyerzer Land, Jura, Locarno, Zürich, Chablais). Die Bestrebungen zur Reduktion der Rechenzeit und die zunehmende Leistungsfähigkeit auch der kleineren Rechenanlagen lassen gezielte Anwendungen im Zusammenhang mit regionalen Fragestellungen immer mehr als gerechtfertigt erscheinen.

Gauss'sches Plumemodell (Kap. 5.3.)

Das Gauss'sche Plumemodell ist wegen seiner Einfachheit vielerorts angewendet worden. Es vereinigt eine Abfolge analytisch berechneter, stationärer und homogener Einzelzustände zu einem Langzeitmittelwert. Wegen seiner kurzen Rechenzeit und dem relativ einfachen meteorologischen Input kann es ohne weiteres zur Simulation von Immissions-situationen in Stadtregionen eingesetzt werden.

Die Resultate der Bieler Studie haben zudem gezeigt, dass das Gauss'sche Plumemodell auch in komplexer Topographie relativ gut angewendet werden kann, wenn die Inputdaten (Emissionskataster, meteorologische Daten) mit genügender Feinheit aufbereitet werden.

Der in Biel entwickelte Ansatz dürfte auch bei Studien in anderen Schweizer Städten gute Dienste leisten.

Partikel-Trajektorien-Modell (Kap. 5.4.)

Das Partikel-Trajektorien-Modell stellt in gewissem Sinn eine Zwischenlösung zwischen dem vollständigen numerischen Ansatz in Kapitel 5.2. und dem Gauss-Modell dar. Es erlaubt die Simulation von Kurzzeitspitzen bei etwa mittlerem Komplexitätsgrad.

Ein grosser Vorteil des Lagrange-Ansatzes besteht darin, dass er den Einbau atmosphärenchemischer Prozesse (z. B. Ozon-Chemie) mit günstigem Aufwand zulässt. Zudem ist er problemlos auch auf andere Regionen übertragbar.

Auf eine Schwierigkeit der Lagrange-Modelltechnik muss hier hingewiesen werden: Sie erfordert einen anspruchsvollen meteorologischen Input in der Form divergenzminimierter Strömungsvektoren und Turbulenzangaben. Können diese Daten nicht von einem numerischen Modell übernommen werden, so sind die verfügbaren Messungen mit relativ aufwendigen Verfahren zu bearbeiten.

Einfache Korrelationsanalysen

Zum Schluss der Modellempfehlungen soll darauf hingewiesen werden, dass das Studium meteorologisch-lufthygienischer Zusammenhänge wenn möglich immer mit einfachen Korrelationsanalysen zwischen Schadstoff-

konzentrationen und meteorologischen Grössen eingeleitet werden sollte. Oft reichen einfache graphische Verfahren aus, um die wesentlichen, die Arbeit bestimmenden Hypothesen aufzustellen.

9.2.5. Wirkungsanalysen (Kap. 6.)

Viele wesentliche Aussagen zur Analyse und Wirkung von Luftschadstoffen im Raum Biel sind nur dank der Zusammenarbeit zwischen den verschiedenen Forschergruppen möglich geworden. Dabei war von grosser Bedeutung, dass neben meteorologischen und luftchemischen Arbeiten auch Wirkungsanalysen an Pflanze und Mensch vorgenommen werden konnten.

Flechten als Bioindikatoren (Kap. 6.1.)

Die Anwendung der Kalibrierten Flechtenindikationsmethode erwies sich als geeignetes Mittel zum flächendeckenden, quantitativen Nachweis der lufthygienischen Gesamtbelastung. Neben einem raschen Überblick über das Gesamtimmisionsmuster erlaubt diese Methode auch eine Früherkennung kritischer Belastungssituationen. Im Hinblick auf den Einsatz im Zusammenhang mit möglichen Wirkungen beim Menschen ist sie vor allem auch deshalb wertvoll, weil sie die Beurteilung kombinierter Wirkungen von Schadstoffen zulässt.

Zur Beurteilung von Einzelschadstoffbelastungen wurde die Methode des Passiven Biomonitorings in der Form von Multielementanalysen bei Flechten entwickelt. Zusammen mit der Bioindikationsmethode kann sie im gesamten Schweizer Mittelland und den angrenzenden Gebieten angewendet werden. Dabei erlaubt sie unter anderem auch eine Früherkennung von kritischen Einzelschadstoffimmisionen und gibt wertvolle Hinweise auf geeignete Standorte für technische Immissionsmessungen.

Wie im vorhergehenden Kapitel sei auch hier auf das Mittel der Korrelations- und Regressionsanalysen hingewiesen, welche im Fall der Flechten das Ziel verfolgen, einen Zusammenhang zwischen der Flechtenreaktion bzw. dem Elementgehalt der Flechte und der technisch gemessenen Luftverschmutzung nachzuweisen.

Flechtenstoffwechsel und Luftverschmutzung (Kap. 6.2.)

Im zweiten Teil der Flechtenstudie wurde mit *Parmelia sulcata* Taylor eine Blattflechte ausgewählt, welche im schweizerischen Mittelland weit verbreitet ist. Dabei wurde deutlich, dass sich die drei Parameter Transfer von Photosyntheseprodukten, Sulfataufnahme und Proteinsynthese wegen des grossen experimentellen Aufwandes für eine praktische Anwendung kaum eignen. Demgegenüber lassen sich das Wachstum und der Chlorophyllgehalt einfach bestimmen und erwiesen sich als taugliche Indikatoren der Luftbelastung.

Es wäre für die Bieler Resultate von grossem Nutzen, wenn die Bedeutung dieser Stoffwechselformen als Bioindikatoren, insbesondere des Chlorophylls, an anderen räumlich begrenzten Standorten des Schweizer Mittellandes überprüft werden könnte, nachdem bereits im Projekt durchgeführte, grossräumige Messungen des Chlorophyllgehaltes die Resultate von Biel bestätigt hatten.

Einfluss meteorologischer und lufthygienischer Faktoren auf akute Atemwegserkrankungen bei Kindern (Kap. 7.)

Die im Rahmen der medizinischen Untersuchungen eingesetzte Methode der Diagnoseerfassung mit Fragebogen erwies sich als einfach und zweckmässig. Sie ist nach einer genauen Absprache der mitarbeitenden Ärzte universell anwendbar und lässt sich somit gut auf andere Regionen übertragen. Allerdings muss gewährleistet sein, dass sich die beteiligten Ärzte regelmässig zu einem Gedankenaustausch treffen können. Zudem ist die Methode nur dann sinnvoll anwendbar, wenn ein genügend grosses Kollektiv von Erkrankungsfällen zusammengetragen werden kann.

Die mit beschränktem Aufwand durchgeführte Bieler Studie hat erneut gezeigt, wie ungemein komplex die Beziehungen zwischen dem Erkrankungsbild, meteorologischen, lufthygienischen und anderen Umwelteinflüssen sind. Leider standen nur bedingt lufthygienische Parameter zur Verfügung, welche mit der Statistik der Atemwegserkrankungen korreliert werden konnten. Diesem Umstand (insbesondere der detaillierten Erfassung der Stickoxid- und Ozonbelastung) müsste in zukünftigen Studien vermehrt Rechnung getragen werden.

Als wertvoll erwies sich die Tatsache, dass ausreichend meteorologische Daten erhoben wurden. Oft erwiesen sich die Wechselwirkungen zwischen Lufthygiene, Meteorologie und Atemwegserkrankungen als derart eng und komplex, dass nur eine gleichzeitige Berücksichtigung detaillierter meteorologischer und lufthygienischer Grundlagen wirklich weiterhelfen konnte.

9.2.6. Anwendung in der Raumplanung

Es ist kaum sinnvoll, wenn an dieser Stelle ausgedehnt über die Eignung der raumplanerischen Methoden und Verfahren berichtet wird. Ziel der vorgestellten Studien war es vielmehr, die Eignung der gewonnenen Resultate als raumplanerische Entscheidungshilfen zu bewerten. Dies wurde in Kapitel 8 ausgiebig getan. In diesem Abschnitt soll lediglich auf einige methodische Probleme hingewiesen werden.

Der Schwerpunkt der Untersuchungen lag eindeutig im lufthygienischen Bereich. Angesprochen wurde dabei vor allem die regionale Skala. Dies führte dazu, dass kleinmassstäbige Fragestellungen im Zusammenhang mit der Bau-, Nutzungs- und Freiflächenplanung nur bedingt behandelt werden konnten. In diesem Skalenbereich (Einzelhaus-Quartier) wäre auch in Biel eine grössere Zahl von Problemen gestellt, welche durch gezielte geländeklimatologische Studien angegangen werden müssten (Wanner 1986).

Auch im Hinblick auf die Lufthygiene spielt die angesprochene Skala eine bedeutende Rolle. Man denke nur an die Ausbreitung von Verkehrsgasen in städtischen Strassenschluchten. Hier könnten Simulationen mit dem in dieser Studie entwickelten physikalischen oder Windkanalmodell weiterhelfen (Kap. 5.1.). Denkbar ist auch der Einsatz des Gaussmodells oder geeigneter numerischer Ansätze.

Schliesslich muss darauf hingewiesen werden, dass hydrometeorologische Fragen fast ganz ausgeklammert wurden. Diese wären im Hinblick auf die Grün- und Freiraumplanung ebenfalls von erheblicher Bedeutung.

Schlussbemerkungen

Die Bieler Studie war von allem Anfang an interdisziplinär ausgerichtet. Die Arbeiten erstreckten sich über fast acht Jahre, und insgesamt wirkten etwa 40 Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter mit einem mehr oder weniger

grossen zeitlichen Aufwand an der Studie mit. Alle diese Beteiligten haben zu spüren bekommen, was es heisst, mit anderen Disziplinen zusammenzuarbeiten. Neben der grossen Bereicherung sind damit auch viele Mühen verbunden: Man muss Missverständnisse abbauen, sich verstehen lernen, sich in eine andere Materie einlesen, komplexe Zusammenhänge noch komplexer sehen...

Die Studie wurde zu einer Zeit gestartet, als noch relativ wenig von Umweltproblemen und Luftverschmutzung die Rede war. Inzwischen hat sich dies drastisch geändert. Jede Stadt hat ähnliche Initiativen ergriffen, ergreifen müssen. Nicht alle können dabei den gleichen Aufwand treiben wie die Bieler Arbeitsgruppe. Die Mitglieder dieser Arbeitsgruppe hoffen jedoch, dass die Stadt Biel in ihren Anstrengungen um eine saubere Umwelt von den hier vorgelegten Resultaten profitieren kann, und dass die entwickelten Methoden auch in anderen Städten der Schweiz oder des Auslandes weiterverwendet werden!

Literatur

- Carrel, L., 1980: Die Umweltsverträglichkeitsprüfung amerikanischer Prägung. Ein Instrument zur umfassenden Berücksichtigung von Umweltfolgen. Veröffentl. Geogr. Kommission SNG, 6, 37-41.
- Rickli, R. und H. Wanner, 1988: Projekt «Klima und Lufthygiene der Region Biel» – ausbreitungsklimatologische Grundlagen. Geogr. Helvetica, 43, 92-98.
- Wanner, H., 1986: Die Grundstrukturen der städtischen Klimamodifikation und deren Bedeutung für die Raumplanung. Jahrbuch d. Geogr. Ges. v. Bern, 55, 67-84.

Addresses of the authors
Adresses des auteurs
Adressen der Autorinnen und Autoren

- Ammann, Klaus, Dr. phil. nat., Lektor, Systematisch-Geobotanisches Institut der Universität Bern, Altenbergrain 21, CH-3013 Bern.
 Arb, Christoph, von, Dr. phil. nat., Schweizerischer Wissenschaftsrat, Wildhainweg 9, Postfach 5675, CH-3001 Bern.
 Beniston, Martin, EPFL-ERCOFTAC, Coordination Centre, Pavillon GASOV, P. O. Box 123, Ecublens, CH-1015 Lausanne.
 Berlincourt, Pierre, Dr. phil. nat., Office fédéral de l'éducation et de la science, Postfach 2732, CH-3001 Bern.
 Brunold, Christian, Prof. Dr. phil. nat., Pflanzenphysiologisches Institut der Universität Bern, Altenbergrain 21, CH-3013 Bern.
 Buchenel, Beatrice, Dipl. Arch. EPFL, Stadtplanungsamt, Zentralplatz 49, CH-2502 Biel/Bienne.
 Filliger, Paul, Dr. phil. nat., Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Hallwylstrasse 4, CH-3003 Bern.
 Gensheimer, Philipp, Dipl. Arch. ETH/Planer BSP, Stadtplanungsamt, Zentralplatz 49, CH-2502 Biel/Bienne.
 Hartmann, Rudolf, Dipl. Arch. ETH/SIA, Planungsbüro B. Berz, Monbijoustrasse 16, CH-3011 Bern.
 Hauser, Eugen, Dr. phil. nat., Stadtchemiker, Rathausgässli 3, CH-2502 Biel/Bienne.
 Hertig, Jacques-André, Dr. phil. nat., Laboratoires de systèmes énergétiques, EPFL-Ecublens, CH-1015 Lausanne.
 Herzig, Rolf, Dr. phil. nat., AGB, Arbeitsgemeinschaft für Bioindikation, Mühlemattstrasse 31, CH-3007 Bern.
 Liebendörfer, Luzius, Lic. phil. nat., AGB, Arbeitsgemeinschaft für Bioindikation, Mühlemattstrasse 31, CH-3007 Bern.
 Marty, Hans, Dr. med., Bezirksspital, CH-3770 Zweisimmen.
 Rickli, Ralph, Dr. phil. nat., Firma Meteotest, Fabrikstrasse 29A, CH-3012 Bern.
 Urech, Martin, Dr. phil. nat., AGB, Arbeitsgemeinschaft für Bioindikation, Mühlemattstrasse 31, CH-3001 Bern.
 Wanner, Heinz, Prof. Dr. phil. nat., Geographisches Institut der Universität Bern, Hallerstrasse 12, CH-3012 Bern.
 Zurbrugg, Rolf, Prof. Dr. med., Kinderspital Wildermeth, Kloosweg 24, CH-2502 Biel/Bienne.

Stichwortverzeichnis

- AARAU 24, 143
 Abbauprozesse 231
 Abluft
 – Fahne
 – – städtische, 26, 368
 – Kamine 257, 262, 400, 404
 Adsorption 19
 – Messgerät
 – – Liesegang- 286
 – Messungen 109
 – Messverfahren 351
 Acetonextrakte 325
 Adsorption 19
 ÄGERTEN 142, 298
 ÄGERTENMOOS 142, 298
 Aeschbacher, R. 15
 «Äussere Kampfzone» 142
 Aggregatzustände 20
 Akkumulations-Depositionsbeziehungen 313
 Al (Aluminium) 122, 303, 307
 Aldehyde 345
 Alge 284
 allergische Krankheiten 349
 ALLMEND 142, 298
 Alpentäler 78
 Alternativenergien 416
 Ambis, E. 345
 Aminosäuren 326
 – radioaktive 332
 Ammann, K. 15, (Kp. 6.1.)
 ANETZ 75
 antagonistische Effekte 284
 Arbeitsgemeinschaft Bioindikation 118, 140
 Arbeitsgruppe Klima und Lufthygiene
 Biel 15f, 348
 Arbeitskonzept 20f
 Arndt, U. 317
 Arsen 346
 Arya, S.P.S. 269
 Asbest 346
 Assimilationsleistung (Flechten) 324
 Asthma
 – allergisches, 349, 353
 – Anfälle 345, 347
 – Infekt- 349, 353
 ATAL 140
 Atemwege 19f
 Atemwegserkrankungen 15, 75, 301, 343, 429
 – chronische 347
 Atkinson, B.W. 89
 Atmungsmessungen (Flechten) 324
 ATTISHOLZ 15
 Auenwälder 24
 Ausbreitungs-
 Klassen 235
 Klima 235
 Klimatologie 425
 Modell 80, 82, 243, 425
 Parameter 76, 92
 Raum im Gaussmodell 232
 Rechnung 75, 80, 105, 109, 121, 278
 Ausbreitung von Luftschadstoffen 18
 Ausstosshöhe 238
 Auszonung 372
 Autobahnumfahrungen 253
 Autokorrelationskoeffizient 268

- B (Bor) 122, 303, 307
 «Background» (Vorbelastung) 243, 244f, 257, 277, 301, 305, 307, 405, 409, 411
 BADEN 24
 BAHNHOFPLATZ 396
 BAHNHOFQUARTIER 396
Bandi, E. 15, 111
 Barrierenwirkung (auf Windströmung) 367, 372, 375
 BASEL 143, 146, 350
 Basisverkehrsnetz 253, 257f, 260ff, 389, 400
 Bauordnung 371
Bazzazi, A. 345
 Be (Beryllium) 346
 BEAUMONT 133
 Belastungs-
 änderungen 258ff
 diagramm 391, 393
 gradienten 284, 346
 zustände 366
Benson, P.E. 249
 Bergerhoff (Depositionsmessverfahren)
 – Depositionsmessungen 145, 326, 349
 – Messgerät 111, 128
 – Messnetz 112ff, 352, 425
 – Messung 111, 125ff, 128
 – Methode 109, 111, 122
 – Stäube 130, 286, 337
 Berg-/Talwinde 24
 Bergwind 92, 102f
Berlincourt, P. 17, 75, 115, 234, 283, (Kp. 2.)
Berthoud, J.-P. 16
Berz, B. 15
Beschel, R. 295
 Bestandeskartierung 375
 Bestimmtheitsmass 290ff, 337ff
 Bewertung, raumplanerische 363ff
 Bieler Jahrbuch 125
 Bieler Stadtchemikeramt 109
 BIEL-METT 104
 Binnenverkehr (vgl. auch «Intras») 387, 389, 396, 401
 Bio-
 gas 410
 indikation 120ff, 140f, 283, 324, 374, 425, 426
 indikatoren 283ff, 429
 monitoren 143
 monitoring 109, 121f, 316, 425
 – aktives, 302, 314
 – passives, 121f, 130, 143ff, 281ff, 302ff, 311f, 313ff
 sphäre 19
 BIRSTAL 95
 Bise 87f, 93, 97, 104, 270f, 355, 358, 371
 BLÖSCHHAUS 336
 Boden-
 konzentrationsfeld 238
 reibung 88
 windfeld 75, 79f
 BÖZINGEN 86, 89, 95, 102, 104f, 376
 BÖZINGENFELD-OST 369, 376, 379
 BÖZINGENMOOS 79f, 82, 86ff, 94, 117, 134, 142, 298, 307, 368
Brasser, L.J. 347
 «British-Smoke-Methode» 359
Brodbeck, R. 17
Brodkey, R. 241
 Bronchitis 345
 – akute, 247, 353, 355
 – chronische, 347
 – Säuglings- 346
Brügg 24, 388
 BRÜGGMOOS (Autobahnanschluß) 259, 400
 BRUGG 24
Brunold, C. 15, (Kp. 6.2.) 325
Buchenel, B. (Kp. 8.2.)
 BÜTTENBERG 24, 87, 369
 BULOVA 336
 Bundesamt für Umweltschutz 397, 399, 402
 BURGPLATZ 133

- BUS
 – (1979) 115, 131
 – (1987) 118
 Ca (Calcium) 122, 303, 308, 315
 Calmen 79, 83ff, 86, 88, 102
 Canopy Layer 26
Carlberg, G. 302
Carrel, L. 423
 Cd (Cadmium) 122, 124, 127, 130, 145, 283, 286, 293, 302, 306, 313, 326, 337, 345
 Cercl'Air (1983) 115, 131
Cerny, F.J. 347
 C₂H₄ (Aethylen) 116, 134f
 CHAMPAGNE 87, 336
 CHAPF 117
 Chlorid 145, 283, 304
 Chlorophyll (s. Stoffwechselformparameter, Chlorophyllgehalt)
 CHRÄJENBERG 142, 300
 Cl (Chlor) 122, 304, 307, 310
 Cl⁻ (Chloridion) 286
Clerc, Ph. 283
 Co (Kobalt) 122, 303, 306
 CO (Kohlenmonoxid) 113, 116, 118, 124, 137, 254
 CO₂ (Kohlendioxid) 134, 136, 411, 418, 420
 – Gaswechselapparat 325, 327
 – radioaktives, 325, 331
Coendet, M. 17
Cole, H.S. 249
Colley, J.R.T. 346, 347
 «Constant Level Ballon» (CLB) 94, 268
Corbett, J.O. 231
 CRESSIER 15
 Cr (Chrom) 122, 303, 307
 Cu (Kupfer) 122, 127, 143, 283, 286, 302, 310, 313, 316, 326, 339
 Cystein 334
 Datenbank 387f
Davies, P.A. 268
Dawson, K.P. 346, 347
Deardorff, J.W. 231
 Delta des Taubenlochwindes 96, 98
Denny, F.W. 345
 Deposition 18ff, 25, 230f
 – Messgerät
 – – Bergerhoff- 286
 – Messungen 15, 21, 109
 – – Staub- 111
 – nasse, 20
 – okkulte, 20
 – trockene, 20
De Rudder, B. 343
 Dichtestrom 24, 92
 DIETSCHIMATT 82, 87f, 274
 Diffusion
 – statistische Theorie der, 267
 – turbulente, 233
Dockery, D.W. 347
 Doppellebewesen 284
 Dosis-Wirkungs-Indikatormodell 303
Douglas, J.W.B. 346
 Drahtgehege 130
 – verzinkte, 313
Dreiseitl, E. 78
Drimmel, J. 114
 Druckgradient
 – grossräumiger, 87
 Düngung 19
Dütsch, H.U. 17
 DUFOURSCHULHAUS 116, 133f, 136f
 Durchlüftung 366ff, 371f, 375f, 380, 382
 – Potential 373
 – Mechanismen 366
 EAFV (Station) 303
 EDI 297, 302
Egan, B.A. 232
Egli, H.R. 15
Ehrensperger, A. 17

- Einzelemittenten 233
 Elektrizität 410ff
 Emission 228, 403, 409
 – Faktor 238, 253, 256, 410, 423, 427
 – Kataster 21, 75, 121, 234, 241, 243f, 375, 409, 423, 427
 – Stärke 249
 Emittentenarten
 – Hausfeuerungen 243ff
 – Industrie 243ff
 – Verkehr 243ff
Emmerisch, H. 346
 EMPA 128
 Energieflüsse 18
 Energiekonzept Seeland (EKS) 407ff
 – «wirtschaftliches», 418ff
 – «wünschbares», 418ff
 Entkopplung (des Windes) 82
 Entlüftungskamin 373
 «Entrainment» (aus der freien Atm.) 99
 Entschwefelung des Heizöls 125
 Enzym 325, 335
 – Aktivität 335
 – Ribulosebisphosphat-Carboxylase 325
 – Adenosin 5'-phosphosulfat-Sulfotransferase 325, 326, 335
 epidemiologische Untersuchungen 346
 Epiglottitis 349, 351
 EPFL 17, 75, 77, 95
 Erdgas 408ff
 Erkrankungshäufigkeiten 355
 Erwärmung
 – adiabatische, 89
Eugster, W. 17
 Evaluationsverfahren 287
 FAC (Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene) 123
 Fangeigenschaften (Hypogymnia phytodes) 313
 Fe (Eisen) 122, 302ff, 307ff, 315
 Fehlermarge (Gaussmodell) 241
 Feldexperiment 89, 94ff
 – «Taubenlochwind» 95ff
 Feldstudienlager 95
 Fernwärme 413
 Fesselballonaufstiege 95, 102
Fields, D.E. 231
Filliger, P. 75, 76, 80, 89, 105, 121, 133, 230, 234, 238, 249, 269, 283, (Kp. 5.3., 5.4.)
 Filterwirkungen 368, 372
Fink, A. 305
 Fixstationen 425
 Flächenzuwachs 325, 327
 Flechten 18, 22, 120f, 140ff, 428
 – Bart- 284
 – baumbewohnende, 15, 122, 140, 283ff
 – Blatt- 284
 – Grünalgen- 325
 – Indikationsmethode
 – – kalibrierte, 109, 120ff, 140ff, 281ff, 286ff, 291, 300, 302, 316, 428
 – Krusten- 284
 – Parameter 287
 – physiologie 336
 – Proben 231
 – Rückgang 284
 – Strauch- 284
 – Studien 350
 – Wachstum 327
 – Wirkungskataster 296
 – Zonen 119, 295ff, 301, 304
 – – «Äussere Kampfzone» 119, 142ff, 296, 306
 – – «Flechtenwüste» 119, 142ff, 146, 296f, 295ff, 304, 306f
 – – «Innere Kampfzone» 119, 142ff, 296f, 306
 – – «Normalzone» 119, 142ff, 295, 299, 304, 306
 – – «Übergangszone» 119, 142ff, 296, 299, 306
 Flüsse

- Energie- 24
 – Feuchte- 76
 – Impuls- 24, 76
 – Masse- 18, 24
 – Wärme- 76
 Flurwinde 369
Flury, B. 291
 Flussablagerungen
 – nacheiszeitliche, 22
 Föhnlagen 366
 Folgewirkungen 21, 365
 – am Menschen 16
 – an Pflanzen 16
 FORST NEUENEGG 303
 Freibereiche 375
 Freiflächen 372
 – System 367, 375
 Freiraumplanung 430
 Frequenzgitter 286
 FRIBOURG 425
 FRINVILLIER (Becken von -) 102
 Frühwarnsystem (Flechten) 301
 Gambisole 24
 Gasmotoren 413
Gasser, A. 17
Gassmann, F. 95
 Gaswerkgebiet 373
 Gauss'sches Plumemodell 225ff, 427, 429
Gehrig, F. 128
 GENF 143, 146, 350
Gensheimer, Ph. 16, (Kp. 8.1.)
 Gerölle 24
 Gesamtimmissionsbelastung 120ff
 – geringe, 142f, 306
 – kritische, 142f, 146, 306
 – mittlere, 142, 306
 – normale, 142, 306
 – sehr geringe, 142f, 306
 – starke, 142f, 305
 Gesamtschadstoffbelastung der Luft 141, 284, 300, 316, 337
 – Indikatoren der, 302, 314, 316, 335
Gifford, F.A. 232
Gilbert, O.L. 295
Giovannoni, J.M. 230
 GIUB (Geographisches Institut Universität Bern) 15, 75f, 102, 115, 121, 131, 135, 416
Glättli, E. 17
 Gleysole 24
 Gradientwinde 92
 Gravitationswellen 24
 GRENCHEN 24
 Grenzschiicht
 – konvektive, 92, 94, 231f
 – Modell
 – – numerisches, 269
 Grenzwerte 16, 254
 – Kurzzeit- 124, 143
 – Langzeit- 124, 131f, 135, 143, 242, 399
 – LRV 115, 118, 399, 416
 – Immissionsgrenzwerte 124f, 128, 139, 398, 401, 403, 411
 – Überschreitungen 116f, 128, 131, 133, 137, 142, 145, 294, 297, 313
Grieder, H.R. 359
Gross, J. 345
 Grosse mittenten 230, 232
 Grünachsensystem 369, 373
Grüninger, W. 303
 Grünflächen 369, 372
 – am Jurahang 369
 – innerstädtische, 369
 Grün- und Freiraumplanung 372, 374, 430
 Grünziffer 372
 Grundbelastung 405
Guecheva, M. 304
 Güterbahnhof 373
Habedank, M. 345
 Häufigkeitsverteilungen 239
 Halbwertszeiten (NO-NO₂-Umwandlung) 249
Hall, C.D. 268

- Hallet, J.Ph.* 310
 Hangwinde 24, 92, 367, 369, 381, 425
 – Abwinde 78, 86f, 89, 91f, 95, 270, 275f, 367, 369
 – Aufwinde 86, 91f, 94, 271, 273, 373, 380, 367
 – katabatische, 87
 – Systeme 235
Hanna, S.R. 76, 231, 236, 237, 268
Hartmann, R. (Kp. 8.3.)
Haupt, M. 17
 Hauptkomponentenanalyse 294
Hauser, E. 111, (Kp. 4.)
 Hausfeuerungen 246f, 250, 257, 395, 403
Hawksworth, D.L. 283
 HC (Kohlenwasserstoffe) 22, 126, 253ff, 343, 347, 359, 400, 405, 409
 HCT (Gesamtkohlenwasserstoffe) 116
 Heizöl 410
 – extraleicht 243
 Heizungsemissionen 371
Helpenstein, U. 356
Hertig, J.-A. 15, 77, 95, (Kp. 5.1.)
Herzig, R. 113, 114, 122, 126, 127, 141, 283, 302, 303, (Kp. 4.,6.1.)
 Hg (Quecksilber) 346
 Himmelsichtfaktor 99
 Histosole 24
 Hochdrucklage 94, 269, 450, 358
 – austauscharme, 134, 350, 367
 – sommerliche, 90f
 Hochnebel 78, 82, 86, 94, 269
Hodanbosi, R.F. 241
Holland, W.W. 347, 359
Hollenstein, U. 359
 Holzfeuerungsanlagen 413
 HPLC 304, 341
 hydrometeorologische Fragen 429
 Hypogymnia physodes (Blattflechte) 122, 130, 145, 283, 302, 306, 313, 316
 IAP (Index of Atmospheric Purity) 286
 – Berechnungsmodell 286
 – Formeln 286f
 – IAP₁₈/IAP18 (Gesamtbelastungsindikator) 141, 143ff, 292, 304, 306, 314, 325, 326, 335
 – Methode 286
 ICP-AES 303
 Immission 19, 25, 228, 402
 – Berechnungen 121, 379
 – Daten 109ff
 – – technische, 109f
 – Erhebungen
 – – biologische, 140ff, 143, 284
 – Grenzwerte 114, 124f, 356, 394, 398, 403
 – Karten 230
 – Konzentrationen 82
 – Lärm- 395
 – Luftschadstoff- 395
 – Messkonzept Biel 111, 118f, 120, 125, 133
 – Messungen 21, 111, 113, 347
 – – biologische, (s. Bioindikation, Biomonitoring) 140ff
 – – technische, 109, 125, 143, 425, 428
 – Parameter 284, 291, 293
 Impaktion 19
 Indikatormodell
 – Dosis-Wirkungs- 303
 – operationalistisches, 303
 Individualverkehr, motorisierter (MIV) 397
 «indoor pollution» 347
 Industrie 18, 247, 250, 257, 346, 395, 403
 Influenza 347
 Inkubation 332
 «Innere Kampfzone» (Flechtenzone) 142f
 Instationaritäten
 – Wind-/Turbulenzfeld 230
 «Intras» (Binnenverkehr) 387, 389

- Inversion (Temperaturinversion) 92, 94ff, 99, 269f, 277, 355, 358
 – Abbau 88
 – Boden- 86, 88, 102
 – bodennahe, 79
 – Höhe 229, 235
 – Subsidenz- 92
 – (Wetter-)Lagen 131, 133, 139, 350, 368, 397, 404
Irwin, J.S. 236
 JÄISSBERG 24
Jaklin, R.H. 345, 346
John, V. 286
Jürging, P. 283
Junod, A. 17, 230
 Jura-
 hang 75, 78, 115, 118, 146, 233, 397
 ketten 22
 südfuss 75, 78, 88f, 94, 235, 369
 südfussstädte 22, 24
 südhang 367
 tunnel N5 373
Jutzi, W. 17
 K (Kalium) 122, 303, 307
Kagawa, J. 347
 Kalibration
 – Flechtenindikationsmethode 109, 286f, 293, 313
 – Verkehrsmodell 395
 Kalkstein 24
 Kaltfront 97
 – Durchgang 94
 Kaltluft
 – Abfluss 86, 369
 – Advektion
 – Ausfluss 270f, 273
 – bodennahe, 87f
 – Körper 24
 – Schicht 92, 94
 – seichte, 88
 «Kaltluftkissen» 92
 Kanalisierung 82, 86
 – der lokalen Zirkulationssysteme 24
 – der synoptischen Strömung 24, 26
 Kandelaber 130, 313
 Katalysator
 – Technik 146, 251
 – Wirkung 402, 404
 Kataster
 – Emissions- 21, 75, 121, 234, 241ff, 375, 409, 423, 427
 – Gesamtmission 119, 120f, 141f, 144, 289, 295, 299, 304, 317
 – Lärm- 395
 – Schadstoff- 316
 – Wirkungs- 119ff, 141f, 144, 289, 304, 317
 Kehrlichtverbrennungsanlage (MÜRA) 114, 346
Keller, Th. 310
 KIGA (Kantonales Amt für Industrie, Gewerbe und Arbeit) 15, 111, 113f, 121, 123, 131ff
 – Konzentrationsmessnetz 115
 – Summationsmessnetz 114
 Kinderspital Wildermeth 15, 349
 Klassen
 – Ausbreitungs- 238
 – Inversionshöhen- 238
 – Windrichtungs- 238
 Klima
 – Elemente 355
 – Faktor 82
 – Station 75
Klingler, J. 359
 Klus 92
 – von Rondchâtel 24
 – des Taubenloch 24
Kolar, J. 249
 Kontaminationen 125, 128, 313
 Konvektionszellen 26
 Konvergenz der Strömung 24
 Konzentrations-
 daten 109, 114, 131
 feld 238f, 272, 278

- messnetz (des KIGA) 115
 messungen 111, 113ff, 131ff, 137ff
 – stadt eigene, 118
 messverfahren 109, 114
 spitzen 233, 238, 255ff
 – Stichprobenmessung (KIGA) 116
 Konzepte
 – räumliche, 374
 Korrekturfaktoren (für Sigmawerte im Gaussmodell) 238
 Korrelations-
 analysen 427
 funktionen (Partikel-Trajektorien-Modell) 267f
 matrix Meteorologie-Lufthygiene 353
 Kruskal-Wallis-Test 326, 348, 356
 Kümmerli, H. 17
 Kunz, S. 86
 Kunze, M. 286
 Kurzzeitspitzen 265ff, 427
 KUS (Kantonale Koordinationsstelle für Umweltschutz) 123

 LÄNGFELDWEG 376
 LÄNGHOLZ 24, 87, 142, 274, 299, 369
 Lärmbelastung 395, 397
 Lärmschutzverordnung (LSV) 382, 394, 395
 Lagrange'sche Formulierung 426
 Lagrange'scher «time scale» 268
 LA HEUTTE (Becken von -) 102, 103
 Lamb, R.G. 231
 Landolt, W. 302, 304
 Landschaftsbeschreibung, geographische 22
 Land-/Seewind 424
 landwirtschaftliche Quellen 19
 Langzeit-
 messreihen 114, 125
 messungen 109, 125, 349
 überwachung 316
 latenter Wärmefluss 24
 Leblanc, F. 283, 286
 Legg, B.J. 268
 Leibundgut, M. 17
 Leissigen 76
 Leitkomponente 310
 Ley, A.J. 268
 Li (Lithium) 122, 303, 306, 310
 Liebendörfer, L. 283, (Kp. 6.1.)
 Liesegang (Absorptionsmessverfahren) 109ff, 286
 – Glocke 111
 – Messnetz 111ff, 351, 425
 – Messungen 15, 125ff, 355
 – Methode 109, 114, 122, 341, 349
 – Verfahren 15
 Lokalklima 365
 Lokalwindssysteme 96
 Lounamaa, J. 302
 Love, G.J. 346, 347
 «Low-NO_x-Technik» 146
 Luft
 – Fremdstoffe 19, 371
 – Schadstoffe 19
 Luftaustausch
 – vertikaler, 368
 Luftgüte-
 karte 109, 120
 wert 286, 301
 Lufthygiene 365
 – Daten 109
 – Fachstelle 137
 – – Aargau 17
 – – Bern 17
 – – Biel (Stadtchemikeramt) 118
 – – Solothurn 17
 – gesetz 16
 Luftreinhalteverordnung (LRV) 16, 111, 114, 117, 120, 124, 134, 141ff, 297, 302, 359, 382, 394, 398, 403, 425
 LUGANO 143
 Lunn, J.E. 346
 LUZERN 424

- Mäandrieren des Windes 236f
 Märki, U. 345
 Markov-Prozess 267
 Marty, H. 15, (Kp. 7.)
 Massnahmen
 – komplementäre Forderungs- 398
 – Lenkungs- 398
 – – des Verkehrs 395, 397
 – Plan 405
 – – lufthygienischer, 117f, 133, 141, 147, 420
 – raumwirksame, 366
 – Steuerungs- 398
 – – des Verkehrs 395, 397
 – Paket 398
 – verkehrsberuhigende, 404
 – verkehrsregelnde, 395
 Mathys, H. 15
 McElroy, J.L. 237
 McNider, R.T. 268
 McRea, G.J. 269
 MEINISBERG 142, 298
 Meli, R. 15
 Melia, R.J.W. 347
 MESOCONV 426
 Messfahrten 102
 – Temperatur- 76, 94
 Messkampagnen 77, 94, 109
 Messnetz 109ff
 – biologisches, 121ff
 – Depositions- (Stadt Biel) 127
 – des GIUB 115
 – – O₃ 116f
 – – SO₂, Schwebstaub 115
 – des KIGA 114, 118
 – – MÜRA- 123
 – der Stadt Biel 117f
 – Konzentrations-
 – – des GIUB 115ff
 – – des KIGA 114ff
 – Summations-
 – – der Stadt Biel (Liesegang, Bergerhoff) 111ff, 115, 120, 122, 349, 425
 – – des KIGA (Bergerhoff) 114
 Messsystem
 – integriertes biologisches, 316
 Messtürme 424
 Messwagen 118
 Meteotest 118
 Methodenevaluation 287
 Metron 397
 Mg (Magnesium) 122, 303, 307
 Minott, D.H. 241
 Mischungsschicht
 – Höhe 25
 – städtische, 26
 Mittelwertsklimatologie 78
 – Daten 104
 MINISOND 102
 Mn (Mangan) 122, 302, 307
 Mo (Molybdän) 122, 303, 307
 Modell
 – Atmosphäre 272
 – Ausbreitungs- 82, 243, 402, 425
 – Berechnungen, lufthygienische 398
 – Input 278
 – – Gaussmodell 234ff, 241
 – – Partikel-Trajektorien-Modell 269
 – Kalibrierung 22
 – numerisches, 197ff, 227, 232, 269, 372, 426
 – Output 278
 – physikalisches, 95, 372, 425, 430
 – Schichten 272
 – Verifikation 22
 – Verkehrs- 387
 Molasse 22
 – Hügel 24
 «Monte Carlo model» 267
 MONTOZ 102
 Moränen 24
 Mostardi, R.A. 347
 Motorfahrzeugverkehr 347
 Mühlhng, P. 346
 MÜRA 123
 Muldenlage 115, 134, 283
 Multi-Element-

- Analyse 109, 121f, 283, 302, 304, 428
 Messungen 316
Murphy, B.D. 231
- N5 402
 – Varianten 253ff, 257, 259ff, 399ff
 – – Juratunnel und Stadtmitteanschluss (JD86) 253, 258, 261, 398
 – – Südumfahrung (D86) 253, 258, 260f, 398
- Na (Natrium) 122, 303, 307
 NABEL (Messstationen) 141, 145, 303, 305, 307, 315, 359
 Nährelemente
 – Makro- 304
 – Mikro- 304
Nash, Th. 283
 Nationalfonds 16
 Nebel 86, 94, 350, 367
 – Decke 86, 102
Nelson, C.B. 231
Nester, G.E. 232, 237
 Netz
 – Knoten 389
 – Plan 391, 393
 NEUCHÂTEL 24
 NFP14 (Nationales Forschungsprogramm 14) 14, 16f, 109, 116, 122, 130, 133, 140, 283, 323, 350, 423
 NFP26, 350
 Ni (Nickel) 122, 302, 307
 NIDAU 325, 387, 396
 Nitrat 326
 NO (Stickstoffmonoxid) 111, 113ff, 118, 131, 134, 141, 146, 243ff, 253f, 291
 – Oxidation 250
 NO₂ (Stickstoffdioxid) 109, 111, 113ff, 117f, 121, 124, 131f, 137ff, 146f, 231, 238f, 241, 243ff, 254ff, 283, 291, 299, 347, 390, 395, 400, 402, 410, 413, 416, 418, 420
- NO₃⁻ (Nitration) 286, 294, 326, 337, 339
 NO_x (Stickoxide) 22, 126, 231, 234, 238, 243ff, 253f, 302, 313, 326, 345, 347, 359, 397, 400, 405, 409, 425, 429
 NO_x/HC-Verhältnis 255
 NO-NO₂-Umwandlung 244, 249
Nobel, W. 313
Noll, K.E. 249
 Nordlagen 355, 358
 Normalverteilung 268
 Nutzung 365
 – Erholungs- 365
 – Forst- 365
 – Konzepte 366
 – Land- 365
 – Planung 371, 374
- O₃ (Ozon) 22, 109, 111, 113, 115ff, 124, 126, 133, 135ff, 141, 146f, 249, 255, 283, 291, 299, 302, 345, 347, 350, 359, 411, 427
- Oberflächen
 – Bedeckung 236f
 – Brand 19
 – Rauigkeit 372, 376, 381, 425
 OBERHOLZ 24
 Ökosystem, landschaftliches 18
 Ölfeuerungskontrolle 125
 Ölkrise 125
 OLTEN 24
 operationalistisches Indikatormodell 303
 OPSIS 120
 «orientierende Jahresmittelwerte» 115, 118, 131f
 ORPUND 115f, 142, 299, 388
 Oxidationsrate (NO- > NO₂) 249
 Ozon
 – Bildung 146
 – Lage, sommerliche 133
 – «See» 146
 – Tagesgang 134

- P (Phosphor) 303, 310
 PAARC (Groupe coopératif) 346
Pamperin, H. 86
 PAN (Peroxiacetylnitrat) 283, 345
 Parainfluenzavirus 345
 Parametrisierung 268f
 Parkplätze 39
Parmelia sulcata Taylor (Blattflechte) 321, 429
 Partikel-Trajektorien 267
 – Modell 427
 PASQUART 116, 134
Pasquill, F. 236, 269
 Pasquill-Gifford-Kurven 232
 Passivsammler 118
 Paul Schärer Institut (PSI) 17
 PAYERNE 99
 Pb (Blei) 111, 114, 122, 124, 127f, 143, 145, 283, 286, 302, 304, 308, 310, 313ff, 326, 337, 339f, 345
Pearlman, M.E. 347
 Pestizide 302
 Pflanzennährelemente 122
 Photo-
 chemische Oxidantien 345, 347
 chemischer Smog 116f, 231
 Oxidantien 134
 stationäres Gleichgewicht (NO, NO₂, O₃) 249
 synthese 323
 phytotoxische Luftschadstoffe 141
 PIERRE PERTUIS 95, 99, 102
 PIETERLEN 95, 142, 298
Pietsch, J. 303
Pilegard, K. 302, 314
 Pilz 284, 325
 PLAGNE 95, 99, 102
 Planung
 – Bau- 371f, 374, 430
 – Freiraum- 371f, 374, 430
 – Grün- 372, 374, 430
 – Konzepte 381
 – Nutzungs- 430
 – Raum- 363ff
 – – Instrumentarien der, 366
 – – Massnahmen 365
 – Übergangs- («Löhre») 376
 Plateauschotter 24
 «Plume»
 – Ansatz 233ff, 237
 – städtische, 26
 Pneumonie 349, 353
 «Politik der hohen Schornsteine» 411
 Polizeidirektion, städtische 109
 potentielle Temperatur 25, 80, 82, 103
 PORT (Autobahnausfahrt) 325, 336, 388
 Prandtl-Schicht 76
 Profiler 424
 Profilmessungen 425
 Protein 332
 – radioaktives, 332
 Proteingehalt 324
 Pseudocroup 345f, 349, 355f
 «Puff»-Ansatz 233f
 Pulsieren von Kaltluftflüssen 89
 Punkt-
 Emittenten 238
 Messungen 89
- Quartierpläne 366
 Quellen
 – Flächen- 228, 230, 233, 238
 – Linien- 228, 230, 238, 249
 Quellhöhe
 – effektive, 229, 231
 – virtuelle, 231
- Rabe, R.* 301
 «Rain-Out» 20
 Randbedingungen (im Gaussmodell) 230ff
 «random walk model» 267
Rao, D.M. 284, 302
 Rauchfahne 233
 – Achse, horizontale 231
 Rauigkeit 232
 Raumheizung 18

- Raumplanung 18, 22, 301, 363ff, 430
 – Amt Kanton Bern 17
 – Bewertung (raumplanerische) 21
Raupach, M.R. 268
 Rebberg-Quartier 308
 Reduktionsrate (Flechtenuntersuchung) 332
 Referenzstationen 118, 120
 Regionalplanungsgemeinschaft Untermain 241
 Regressionsanalyse 428
 – multiple lineare, 291ff, 326, 336f, 339
 – univariate lineare, 326, 336, 339
Reid, J.D. 268
 Residuenanalyse 293
 Ribitol (Zucker) 324
Richards, W. 347
 Richtungsverteilung (Wind) 82ff
Rickli, R. 73ff, 76, 89, 94, 115, 235, 283, 353, 424, (Kp. 3.)
 RIED 336
Roth, U. 17
 RPLV (Regionalplanungsverein Biel Seeland) 15, 17
Ruff, R.E. 241
- S (Schwefel) 304
 – radioaktiver, 326
Safnern 142, 298
 Sanasilva-Methode 304
 Sande 24
 Sandstein 24
 – Hügel 24, 92
 Sanierungsmaßnahmen, lufthygienische, 120
 Sanor (anorganischer Schwefel) 122, 303, 307
Saxer, M. 396
 Scale-Bereiche 93
 Schadstoffe
 – primäre, 146, 294, 346, 405
 – sekundäre, 133, 146, 404
 Schadstoffwolke 233
 Schadwirkung, integrative 284, 301
 Schichtung 78, 116
 – isotherme, 80
 – neutrale, 80, 89
 – stabile, 92
 – Temperatur- 76, 80, 368
 Schichtungs-
 muster 78
 typen 80
Schirmer, H. 17
 Schöniger-Verbrennung 304
 Schornsteinüberhöhung 239, 274
 Schotter 21
 – eiszeitliche, 22
 – Gebiete 367
 Schubspannung 76
Schüpbach, E. 17, 89, 117, 133, 135
 SCHÜSSKANAL 369
 SCHÜTZENGASSE 115f
 Schwachwindlagen (Gaussmodell) 233f, 236
 Schwebballone 424
 Schwebestaub 118, 124, 132, 135, 142
 Schwefelgehalt Heizöl 412f, 420
 Schwefelwasserstoffe 346
 Schwemmlandgebiete 367
 Schwerewellen, interne 87
 Schwermetalle 19, 111, 121, 123f, 141, 283, 302, 425
 – Frachten 127f
 Schwüle, städtische 368
Seaward, M.R.D. 284
 Seeablagerungen 24
 – nahezeitliche, 22
 Seneszenzhormon 134
 Sensitivitäts-
 analyse 257
 tests 269
Sharatt, M.T. 347
Sby, C.M. 345, 347
 Sicherheitsschwelle, deskriptive 290ff
Sigal, L.L. 283
Sigg, L. 20
Sigris, M.W. 135, 136

- Silte 24
Sistla, G. 249
 SMA 75, 105
 – Payerne 17
 – Zürich 17
Smith, F.B. 236, 269
 Smog 369
 – Bildung, photochemische 231
 – photochemischer, 116f
 – sommerlicher,
 – – Feldexperiment (1986) 133
 – winterlicher, 15
 Sn (Zinn) 122, 303, 307
 SO₂ (Schwefeldioxid) 22, 109, 111, 113ff, 117f, 120f, 124ff, 131f, 137ff, 140ff, 146f, 227, 231, 238ff, 244, 246ff, 250, 269, 283, 286, 291, 293, 299, 302, 326, 333, 347, 349ff, 355ff, 409, 412, 416, 418, 420
 – Depositionsmessungen 15, 353f, 355f
 – Konzentrationsmessungen 353f, 355f
 – Oxidation 231
 – Staub-Komplex 345ff, 355, 359
 SO₄²⁻ (Sulfation) 326, 337, 339
 Solarstrahlung 20
 SOLOTHURN 24
 SONCEBOZ 95, 102
 Sonderbauvorschriften 372
 Sondier-
 geräte 424
 stationen 424
 Sonnenkollektoren 410
 «source-depletion»-Methode 230
 Spital Vogelsang 118, 121
 Spurenanalytik 130
 – chemische, 303f
 – Labor 130
 Stadtbibliothek 336
 Stadtchemikeramt 109, 111, 115, 125, 137f, 286
 Stadtgärtnerei 75, 105, 114, 235, 336
 Stadtklima 365, 378
 – Forschung 367
 Stadumfahrung 399ff
 Stadtzentrum (Auswahl) 327, 330f, 333, 395, 400, 402, 409, 411, 418
 Stagnation von Kaltluft 104
 Standardabweichung
 – im Gauss-Modell 229f, 232, 236f
 – im Partikel-Trajektorien-Modell 267
Stark, M. 17
 Stationen
 – Hang- 82, 86
 – Tal- 82, 86
 Staub 19, 283, 293, 326, 337ff, 352, 355f, 410
 – Niederschlag 111, 114, 120, 123ff, 127ff, 141, 142, 286, 302
 – Schwebe- 113, 115
 Stau von Kaltluft 104
Stebbing, J.H. 347
 ST. GALLEN (Stadt) 403
Stilke, G. 86
 ST. IMIER 102
 St. IMMERTAL 78, 86, 95, 99, 102
 St. Louis-Studie 237
 Stoffwechselformparameter (Flechten) 323f
 – Chlorophyllgehalt 324ff, 327ff, 335f, 338ff, 429
 – Dunkelatmung 324ff
 – Enzymaktivität 324, 334
 – Photosynthese 324ff, 327ff
 – Proteinsynthese 324ff, 332ff, 335f, 429
 – Reduktionsrate 332f
 – Sulfatassimilation 324ff, 332ff, 335f, 429
 – Sulfatgehalt 324, 333, 341, 429
 – Transfer von Photosyntheseprodukten 324ff, 327ff, 334, 336, 429
 – Wachstum 324ff, 335, 429
 Stot, Stotal (Gesamtschwefel) 122, 145, 304, 308ff, 315
 ST. PETERINSEL 117
 Strahlungsbilanz 78, 372
 STRANDBAD

- Biel 82, 87f, 114, 336
- Nidau 114, 325, 336
- Strassenschluchten 26, 250, 367, 430
- Strassenverkehr 387ff
- Streckennetz 387, 389
- Strömungen 78, 116
 - synoptische, 24ff, 92, 99
 - tagesperiodische, 380
- Strömungs–
 - konvergenz, bodennahe 99
 - muster 78
- Strömungs-Schichtungslagen 78ff, 81f, 89, 93, 104
- Stromfeld 76
 - bodennahes, 373
- Studien
 - experimentelle, 21
 - theoretische, 21
- Stull, R.B. 269
- Sulfat 326, 333
 - radioaktives, 332
- Summations–
 - Messnetz
 - (Stadt Biel) 111ff, 115, 120, 122, 349, 425
 - (KIGA) 114
- Messstation 130, 143
- Messungen 125ff, 349
 - Bergerhoff (s. Bergerhoff)
 - Liesegang (s. Liesegang)
- Messverfahren 109, 111
- Summerhays, J.E. 249
- «Surface Layer» 76, 262
- «surgeartiges» Ausfließen 87f, 91, 94
- SVI-EDI Metron (1987) 394, 397, 402
- Symbiose 284
 - Organismen 140
- synergistische Effekte 284, 297
- Synop-Meldung 78
- Szenarien 16, 18, 373, 391, 403, 413ff, 418
 - Verkehrs- 253ff
- Tagesgang
 - der Schichtung 77, 80, 89
 - der Strömung 77, 87f, 89
 - der Verkehrsemissionen 234
 - Ozon- 133f
- Talwind 86, 92, 102, 370, 424
- TAUBENLOCH 78ff, 82, 86, 90, 273f, 274, 299
 - Wind 86f, 89, 102ff, 274, 299
- Technische Anleitung Luft
 - (1983) 232
 - (1986) 75
- Teilsysteme
 - Luft-Atmosphäre 18
 - Mensch-Gesellschaft 18
 - Pflanzenwelt-Biosphäre 18
 - Wasser 18
- Temperatur
 - extreme 24
 - gradient, vertikaler 80ff
 - potentielle, 80
 - schichtung 80
 - verteilung, vertikale 75
- Temporeduktion 395
- Terrain–
 - form 236, 238
 - korrektur (im Gaussmodell) 233
- Thermik 86, 97
- Thermohygrograph 76
 - (Haenni) 76
- thermotopographische Zirkulationssysteme 26
- Thomas, P. 232, 237
- Thomas, W. 302
- «time scale» (Partikel-Trajektorien-Modell) 268
- Tone 24
- toxische
 - Elemente
 - human- 304
 - phyto- 304
 - Stoffe 284
- Toxizitätsfaktor 286
- Toyama, T. 347

- Trägerbäume 121f, 286, 291, 303
- Transekte 424
- Transit 387, 396
- Transmission 403f
- Transport 19
- Tromp, S.W. 345
- T-Test 355
- Tunnel
 - Abluftkammine 401
 - Portallüftung 400
- turbulente Diffusion 19
- Turbulenz 116, 232, 381
 - Feld 269, 278
 - mechanische, 88, 92, 97, 369
 - Messung 424
 - Parameter 268
 - Spektren 76
 - thermische, 93
- Turner, D.B. 233, 235
- TWANNBERG 117, 134
- Ubiquisten 288
- Überbauungsgrad 372
- Überbauungsordnung 366, 371f
- Überfließen (des Pierre Pertuis) 102
- Übergangsplanung 376
- Überschwappen (des Bergwindes ins Vallée de Tavannes) 102
- Ulbricht-Eissing, M. 86
- Umfahrungsvarianten 253
- Umlegungen (Verkehrsmodell) 391, 394
- Umwandlungsprozesse (chemisch-physikalische) 231
- Umweltverträglichkeit 423
 - Prüfung 256
- Urech, M. 122, 141, 283, (Kp. 6.1.), 304
- UVP (Umweltverträglichkeitsprüfung) 382, 400, 401, 403
- VALLÉE DE TAVANNES 102
- VALLON DE ST. IMIER 270
- Vergeiner, I. 78
- Verkehr (Auswahl) 248, 250, 395, 403
 - Agglomerations- 387, 394
 - Binnen- (s. auch «Intras») 387, 389, 396, 401
 - Berufs- 396
 - Emissionen 76
 - innerstädtischer, 387
 - Luft- 19
 - Pendler- 396
 - Quell- 396
 - Strassen- 19
 - Ziel- 396
- Verkehrs–
 - lenkungsmassnahmen 395, 397f
 - matrix 387, 396
 - modell 387ff
 - Individual- (Stadt Biel) 387
 - steuerungsmassnahmen 395, 397f
 - szenarien 253ff
 - zählung (1985) 387
 - zone 387, 389
- Verwaltung von Biel 16
- VOGELSANG 78ff, 82, 86, 89f, 131, 135, 235, 239, 269f, 272, 275, 336
- von Ab, J. 17
- von Arb, Ch. 322, (Kp. 6.2.)
- Vorbelastung (Background) 243ff, 257, 277, 301, 305, 307, 405, 409, 411
- Vorläufersubstanzen (Ozon) 134
- Wackter, D.J. 241
- Wärmeinsel 24, 94f, 367
- Wärmedom 94f
- Wärmepumpen 410
- Wahrscheinlichkeitsnetz, logarithmisch-normalverteiltes 239
- Waldschadenkartierungen 22
- Waldschäden 263
- Wanner, H. 15, 76, 86, 89, 94, 117, 133, 269, 424, 430, (Kp. 1.9.)
- WASENSTRASSE 133
- «Wash-Out» 20
- Wasserdampf 134, 136
- Wasserhaltefähigkeit 376

- Wayne, W.S. 347
 Wehrle, P.F. 347
 WEIL AM RHEIN 143
 Wemmer, U. 345, 346
 Wetterhütte, englische 76
 Wetterlagen 104, 349, 355, 358
 – austauscharme, 92ff
 – Klassifikation 93
 – Schön- 78, 86
 – synoptische, 78
 – windarme, 369
 WHO 347, 359
 Wilcoxon-Rangsummentest 326, 330
 Willis, G.E. 231
 Wilson, J.D. 268
 Wind
 – Berg- 102
 – Feld- 269, 274, 278
 – – Nacht- 78, 82, 89
 – – Tages- 78, 82, 89
 – hangparalleler, 233
 – Kanal (physik. Modell) 151ff, 381, 425f, 430
 – katabatischer, 78, 104
 – Messer 76
 – – (Woelfle) 93
 – Nord (N)- 99
 – Nordnordwest (NNW)- 86
 – Nordost (NE)- 82, 86f, 93, 99, 235
 – Nordwest (NW)- 86f, 99, 102, 235
 – Ost (E)- 88, 99, 235, 275
 – Rosen 82ff, 104, 230
 – Scherung 87, 99
 – – bodennahe, 232
 – Schreiber, mechanischer (Woelfle) 76
 – Stille 86f, 89, 103, 365f
 – Süd (S)- 102, 275
 – Südost (SE)- 87f
 – Südwest (SW)- 82, 86ff, 93f, 102, 235, 272, 274
 – synoptischer, 270
 – Systeme
 – – terraininduzierte, 233
 – – thermisch induzierte, 115
 – Tal- 86, 92, 102
 – West (W)- 87, 92, 371
 Wirkungs-
 analyse 18, 21, 428
 daten 109
 kette Emission-Ausbreitung/Um-
 wandlung-Immission/Deposition
 18
 WORBEN 142, 298
 W-Test 348, 354
 Wunschlinienmatrix 387ff, 394
 YVERDON 24
 Zeitreihenanalyse (Box, Jenkins) 355f, 358
 ZENTRALPLATZ 111, 114ff, 121, 131, 135, 239, 269, 336, 351
 ZILWIL 102
 Zink (Zn) 111, 114
 Zn (Zink) 122, 124, 127f, 130, 145, 283, 286, 302, 304, 310, 313, 326
 Zonenkarte (Flechten) 296
 Zonenplan 371f
 – Revision 376
 ZÜRICH 143, 146, 350
 Zurbrügg, R. 15, (Kp. 7.)
 Zusatzbelastung 249
 Zwischenhoch 94

Index

- AARE 169
 Abe, M. 153
 activité nuageuse 215ff, 222
 advection 216
 – de la température 211
 AEGERTEN 36, 54
 aérosols 166
 ALPES 166
 Amt für technische Anlagen und Luft-
 hygiene 43
 analyse
 – des ordres de grandeur 199
 – dimensionnelle 156
 anhydrid sulfureux 50, 51ff, 58, 62
 approximation hydrostatique 203
 Arakawa, A. 205
 assainissement 62ff
 – de sources ponctuelles 63ff
 – du chauffage domestique 66f
 – du trafic routier 67f
 association suisse de la normalisation
 47
 atelier principale 38
 Augstein, E. 205
 autoconversion 206
 autorités de protection de l'air 29
 axe routier 68
 azote liquide 161
 banque de données 33, 41
 – de l'industrie 45
 – du cadastre des émissions 57
 BELLMUND 36
 Beniston, M. 202, 203, 216
 Berlincourt, P. 29, 57, 62
 BERNE 54
 Betts, A.K. 205
 Biedermann, R. 63
 bise 154, 168, 175ff, 179, 190, 208
 blocage
 – de l'écoulement 218
 – des panaches 220
 BOUJEAN 169, 177
 – champs de, 56, 167, 174, 178, 181, 190, 192
 – montagne de, 169, 171
 – plaine de, 210, 216
 – quartier de, 53
 brise de pentes 153, 166f, 169, 172, 175, 190, 193
 Brückert, R. 62
 BRÜGG 36, 53, 54, 58
 Brügger, T. 33
 BRÜGGMOOS 169
 Buchhofer, D. 40
 Buckingham, E. 153, 154
 Bundesamt für Umweltschutz 29, 42
 Businger, J.A. 204
 BÜTTENBERG 167, 174, 190, 210, 211, 214, 216, 218
 cadastre
 – des bâtiments (Zurich) 43
 – des chaudières (1975) 42
 – des émetteurs 184, 192
 – des émissions (1975) 42, 57f, 162, 189
 – – (maquette) 162
 – industriel 194
 calcul de l'émission 41f
 CANAL DE BÜREN 169
 canalisation 168, 193, 210, 214, 216, 222

- carbon 43
catalyseur 67
catalogue des chaudières (1975) 42
cellule 163, 193, 211
– à effet Peltier 163
– convective 163
– de base 163
– de convection 162ff, 167ff, 216
– de type I 163
CENTRE-VILLE 52, 55, 56, 66, 67, 192, 193
Cermak, J.E. 153, 157
chaleur latente 204
champ de(s)
– émissions 154
– gravité 157
– nuages 202, 216, 218
– pollution 214
– relief 211
– température 154, 211
– vent 202, 210, 211, 213f
– vitesse 154
– – verticale 203
charge de trafic 39, 41, 47, 58
cellule
CHASSERAL 169
chauffage
– à gaz 33
– domestique 29, 31ff, 46f, 48, 50, 52, 58, 62, 66
– industriel 30f, 46, 48, 50, 62
chute de pluie 206
cisaillements 157
CO (monoxyde de carbone) 30
CO₂ (dioxyde de carbone) 166
coallescence 206
coefficient
– de diffusion 203, 207
– de dispersion 194
coke 43
COLOGNE 41
combustion sous pression 30
complex
– commercial 63
– public 63
comptages de trafic 39, 47
conception énergétique (Berne) 43
conditions
– initiales 216
– stables 208
consommation
– de chauffages 36ff
– d'énergie (1980) 43
– effective (1983) 32
– – de gaz 33, 38
contrôle des chaudières (Nidau) 33
convection
– forcée 158
– humide 168
– naturelle 158
convergence d'air 192, 210, 216, 218, 220
couche
– à flux constant 204
– de surface 204, 206, 208
– d'inversion 165, 168
– limite 153, 159f, 184ff, 189, 199, 203, 208
– sous-nuageuses
CRAY-1 206
critères de
– similitude 154ff
– turbulence 153
cubature des bâtiments 32
cycle de conduite 40
Deardorff, J.W. 199
densité du trafic 38
dépôt des locomotives 38
Descloux, M. 33
DIETSCHIMATT 166, 169, 178, 190, 192
différences finies 199, 202
diffusion de polluants 202
dispersion 154, 157, 185, 220
– des émissions 192f
– des polluants 154, 184f, 189, 194, 200

- dissipation 157
– turbulente 158
divergence 193, 211, 216
dôme 163, 166, 168
données de consommation 33, 44
eau salée 153
échelle
– locale 200f
– macro- 199ff
– méso- 199ff, 217
– micro- 199ff
– régionale 200ff
écoulement
– du Taubenloch 166f
– synoptique 168
effet Peltier 163
EKV 43f
émetteur 162, 184
– classique 29
– industriel 190, 211
– (maquette) 162
– ponctuelle 66f
émission 27ff
– annuelle 38, 50f
– atmosphérique 46, 64
– de polluants 43
– de surface 62, 65
– hebdomadaire 46f, 50
– industrielle 43
– journalière 46, 50
– linéaire 62, 65
– mensuelle 46f
– ponctuelle 62, 65
enceinte circulaire 161
«enceinte climatologique» 160
énergie
– cinétique 158
– turbulente 158
Energiefachstelle der Stadt Bern 30, 31
entreprise
– commerciale 63
– de métallurgie 63
– industrielle 63
équation
– adimensionnelle 156
– de conservation (d'un polluant) 207
– de continuité 203
– d'état (gaz parfait) 203
– différentielle 156
– hydrostatique 203
Estoque, M.A. 199
évaporation 206
EVILARD 36, 58, 167, 172, 176, 178, 193
facteur
– d'émission 30f, 38, 42, 44, 50f
– de ventilation 206
fermeture au premier ordre 203
Filliger, P. 59, 66
fluctuations
– des émissions 50
– temporelles (de l'émission) 46ff, 59
flux
– convectif 205
– de chaleur 205, 211
– de température 211
Frank, N. 153
friction 211
galvanoplastie 58
gare
– CFF 38, 52
– marchandises 38
gaz naturel 57f
General Motors (à Bienne) 38
géographie de l'émission 50f
goudron 166
gradient
– de température 177
– – potentielle 178
– thermique 158
GRAND-CHAUMONT 169
GRANGES 167, 169, 174, 180, 193
GRENCHEN 210
grille hectare 42
Grosjean, G. 62

- Hassel, D. 30, 32
 HC (Hydrocarbures) 30, 50, 55ff, 58, 62f, 65ff
 Helbling, O. 37
 Hertig, J.-A. 153, 157
 Hessischer Minister für Landesentwicklung 29, 41, 43, 46, 58
 Holton, J.R. 199
 Hôpital régional 38, 168
 Hugues, T.J.R. 200
 huile
 – extra-légère 38, 57f
 – légère 43
 – lourde 43, 63
 – moyenne 43, 63
 humidité spécifique 208
 hypothèses de validité 156
- îlot de chaleur 154, 162ff, 166ff, 179, 185, 190, 193, 208
 – à Bienne 166ff, 208
 – urbain 162ff
 indices énergétiques 37f
 innovation technologique 66
 instabilités numériques 207
 installations fixes de combustion 30, 46
 inversion de température 166f, 178
 IPSACH 176
- JÄISSBERG 178
 Jensen, J. 153
 jet 170, 172, 185
- Kessler, E. 206
 Koloseus, H.J. 153
- Laboratoire cantonale 30
 «Laboratoires de simulation» 207
 LAC DE BIENNE 169, 193, 202, 208, 209, 210, 216
 LAC DE L'OBERHOLZ 176
 LAC HEFNER 153
 LÄNGGASSE 192, 193
- LÄNGHOLZ 167
 LAMBOING 176
 LASEN () 160f
 LENGNAU 169
 Liechti, M. 31
 Lilly, D.K. 199
 longueur de Monin-Obukhov 204
 LYSS 54
- MÂCHE 38, 167, 176, 177
 – quartier de, 53
 MACOLIN 58, 167, 169, 172
 MAGS 30, 43
 maille 205ff
 – hectométrique 69
 maquette physique 153ff, 202
 May, H. 40
 mécanique des fluids 153
 MESOCONV 201ff, 208, 211, 213, 222
 «meteorological wind tunnel» 153
 méthode
 – d'inspection 154, 156
 – eulérienne 211, 222
 MICRO 207ff, 211, 213, 218, 222
 modèle
 – analytique 222
 – de couche limite planétaire 199
 – de dispersion 29
 – de trafic N5/T6 39ff
 – de transport 40
 – gaussien 184, 194, 225ff
 – numérique 154, 162, 180, 197ff
 – physique 154, 162, 193f
 modélisation 46
 – gaussienne 66, 225ff
 – mathématique 207, 222
 – numérique 200
 – physique 151ff
 mode stationnaire (modèle physique) 154
 MONT-FUJY 153
 MONT-SUJET 169, 176
 moyennes annuelles 154

- N5 39
 NIDAU 33, 36, 38, 58, 132
 NO₂ (dioxide d'azote) 30
 NO_x (oxydes d'azote) 30, 50, 53ff, 57, 58, 59, 62, 63, 65, 67
 nombre de
 – Eckert 156
 – Euler 156
 – Froude 150, 157, 172
 – densimétrique 156, 158
 – Grashof 158
 – Péclet 156f
 – Prandtl 156
 – Reynolds 153, 156f, 185ff
 – limite 185ff
 – turbulent 185
 – Rossby 156
 nombres sans dimension 153ff
 notion de degré-jour 46
- O'Brien, J.J. 204
 OCDE 29
 Office fédéral de la
 – protection de l'environnement 30
 – statistique 32, 42, 62
 OFPE 31
 Oke, T.R. 163
 ondes dynamiques 211
 Ordonnance fédérale sur la protection de l'air (OPAIR) 63, 66f
 Orłanski, J. 199
 ORPOND 172, 178, 190, 192
 ORPUND 36
- panache 154ff, 163, 184ff, 189, 192, 194, 211, 214, 220
 paramétrisation 203f
 peinture 45, 56, 63
 Pelli, T. 41, 46
 Pielke, R.A. 199
 PIERRE PERTUIS 166, 169, 171
 PIETERLEN 36, 169
 PLAGNE 169
 plan
 – cadastral 33, 37, 39, 41, 45
 – de charge 40f
 – de zones 33, 36f
 Plassmann, E. 40
 PLATEAU SUISSE 67, 166, 167, 169, 170, 178, 208
 PNR-14 200
 points de grille 206f
 pollution atmosphérique 192, 209ff
 PORT 36, 192
 poussière 30
 Prandtl, L. 153
 PRÉALPES 166
 prévisions (1985) 43
 problème de fermeture 205
 processus
 – de décapage 58
 – de peinture 56, 58, 63
 – de séchage offset 58
 – d'imprimerie 56, 63
 – industriels 30, 44, 46, 48, 56, 58f, 62, 66
 profil
 – de température 172f
 – de vitesse (vent) 172f
- quartiers
 – de la ville 193
 – résidentiels 56
 questionnaire 43f
- Rayleigh-Bénard, cellules de type 202
 recensement
 – de la population (1980) 32, 36f
 – du trafic 39
 Regionale Planungsgemeinschaft Untermain 46
 relevé
 – de l'industrie 42ff
 – des émissions 37, 39ff, 43, 68f
 – du trafic routier 38ff
 répartition spatiale des émissions 29
 réseau
 – routier 41f

- de trafic 41
- REUCHENETTE 166, 177
- cluse de 177
- Rickli, B.* 32, 36
- Rickli, R.* 59
- roses de vents 169
- rotors 169, 178
- Route de
 - Berne 41
 - Neuchâtel 41
 - Orvin 176
 - Soleur 41
- rugosité 168, 180ff, 188, 193f, 208, 211, 222
- SAFNERN 36
- scénarios 39, 192
- schémas paramétriques 222
- SCHEUREN 36
- Schmetz, J.* 202, 203
- Schubert, W.A.* 205
- SCHWADERNAU 36
- séchage offset 58
- SEDE 32
- self-similarity 157
- similitude 153ff, 184
- de Froude 188
- par rapport d'elle-même 157
- simulation
 - de la dispersion des polluants 184ff
 - du transport des polluants 184ff
 - numérique 162, 199, 209, 211, 216
 - physique 162, 180
- sites industriels 62
- situation nuageuse 216ff
- Smagorinsky, J.* 199
- SO₂ (dioxyde de soufre) 30, 58f, 60ff, 62f, 65ff, 162, 211
- SOLEURE 167, 174
- solvants organiques 58, 63
- Sommeria, G.* 199
- SONCEBOZ 169
- soufflerie 155f, 159f, 162, 186, 202
- à couche limite 153, 159f
- aérodynamique 153
- source
 - d'humidité 216
 - ponctuelle 184, 222
- sous-modèle 40
- spécificités des groupes de sources 50
- Städtische Baudirektion Biel 39
- stagnation (de l'air/du vent) 167, 169f
- station d'incinération des déchets urbains 48, 53, 56, 58, 63
- stratification
 - instable 202
 - neutre 189, 208
 - stable 190, 208
 - thermique 154, 160, 169, 178, 185, 188f, 208, 211
- STUDEN 30, 54
- Subsidence 206
- surface
 - chauffée 36ff
 - d'habitation 36
- SUTZ-LATTRIGEN 36
- SVDB (Schweiz. Verein für Druckbehälterüberwachung) 42
- T6 39
- taille des bâtiments 33f
- TAUBENLOCH 166, 169f, 172f, 176, 178, 190, 192f
- technique
 - eulérienne 222
 - lagrangienne 222
- température potentielle 201, 211f, 218
- THIELLE
 - rive nord de la 52
- tissu urbain 62
- tourbillon 174, 178
- TÜSCHERZ 36, 169
- trafic
 - automobile 30
 - léger 46f, 49
 - lourd 39, 41, 47, 49
 - routier 30, 38ff, 222
- trajectoire 184, 190, 192ff

- tronçon
 - de route 40f, 67
 - unitaire 38
- Troxler, K.H.* 37
- turbulence 156f, 180, 183, 192f, 194
- mécanique 157, 203
- UCE 44
- UCI 42, 45
- VAL DE PERY 177
- VALLÉE
 - DE L'AARE 190, 208, 210f, 216f
 - DE LA BIRSE 166, 170
 - DE LA SUZE 172
 - DE TAVANNES 169
- VALLON DE ST. IMIER 166f, 169f, 172, 177
- Variantenvergleich N5/T6 (1981) 39, 41
- véhicules
 - légers 30
 - lourds 30, 58
- veines hydrauliques 153
- vent(s)
 - d'est 175ff, 192f
 - de vallée 153
 - du nord 193
- du nord-est (voir «bise») 194
- du nord-ouest 154, 168, 178ff, 190, 194, 208
- du sud-ouest 154, 167, 168ff, 180ff, 184, 189f, 193f, 208, 213
- du Taubenloch 166f, 169, 172ff, 178, 190, 192f
- synoptique 165, 168ff, 208
- vieille ville 52
- viscosité turbulente 158
- vitesse
 - commerciale 30, 32, 39, 40f
 - convective 205
 - de chute 206
 - du son 157
 - moyenne du trafic 38
- volume bâti par hectare 36
- Wanner, H.* 59
- Weber, R.* 37
- Wendel, M.* 205
- WETZLAR 41, 58
- WINGREIS 169
- zone de
 - calme 168
 - stagnation (de l'air) 169, 171, 176, 178