



Einträge von Stickstoff und Phosphor aus diffusen Quellen im Innbacheinzugsgebiet



Gewässerschutz Bericht 27/2002



LAND
OBERÖSTERREICH

IMPRESSUM

Medieninhaber:	Land Oberösterreich
Herausgeber:	Amt der Oö. Landesregierung Wasserwirtschaft - Gewässerschutz Stockhofstraße 40 4021 Linz
Redaktionelle Bearbeitung:	Dr. Maria Hofbauer Dr. Günter Müller Dr. Gustav Schay
Autoren:	ARC - Austrian Research Center Seibersdorf H.M. Knoflacher E. Gebetsroither M. Köstl
Grafik, Layout:	Wolfgang Fritzl Tamara Neuhofer
Foto Titelbild:	Amt der Oö. Landesregierung Freigegeben vom BMLV mit 13088/46-1.6/95
Druck:	Krammer - Repro Flexo Print GmbH Spaunstraße 5 4021 Linz
Copyright:	Abteilung Wasserwirtschaft/Gewässerschutz
Druckwert:	9 Euro
Datum:	Dezember 2002
DVR - Nummer:	0069264

VORWORT

Bäche und Flüsse sind untrennbar mit der Landschaft, durch die sie fließen, verbunden. Als universelles Transport- und Lösungsmittel ist Wasser wesentlich an der Verlagerung der im Einzugsgebiet anfallenden Stoffe in dessen Gewässer und letztlich in die weiter flussabwärts liegenden Flüsse bis zum Schwarzen Meer beteiligt.

Der sogenannte "diffuse" Eintrag von Nährstoffen insbesondere aus landwirtschaftlichen Nutzflächen ist in den letzten Jahren ein immer häufiger diskutiertes Thema im Gewässerschutz Mitteleuropas geworden. Ein zu hoher Eintrag führt zu überhöhtem Pflanzenwachstum, im ungünstigsten Fall bis zur Massenentwicklung von Algen und großen Wasserpflanzen.

Anders als bei klar fassbaren punktuellen Einleitern ist die in die Gewässer gelangende Nährstoff-Fracht aus Flächen direkten Messungen nicht zugänglich.

Für einen wirkungsvollen Gewässerschutz, beginnend bei der Überwachung bis hin zu Maßnahmen, müssen aber die wichtigsten Nährstoffquellen- und Transportwege bekannt sein, allein durch die große Zahl und räumliche Verteilung eine mit klassischen Methoden unlösbare Aufgabe. Einen Zugang zur Problematik schaffen Modelle, deren Aussagekraft wesentlich durch die Qualität der Eingangsgrößen, also der zur Verfügung stehenden Daten bestimmt wird. Keine einfache Aufgabe, denn die Komplexität und Dynamik von Einzugsgebiet und Gewässer einschließlich des menschlichen Handelns betrifft die grundlegenden Prozesse des Wasserhaushalts, wie die Niederschlags-Abfluss-Beziehungen aber auch die Landnutzung bis hin zur konkreten Wirtschaftsweise.

Die Unterabteilung Gewässerschutz hat die sich bietende Möglichkeit genutzt, modernste Methoden der Erdkunde mittels Satellit mit geografischen und hydrologischen Basisdaten sowie den eigenen, systematisch erhobenen Gewässer-Qualitätsdaten zu koppeln und in einem Modell zu verarbeiten, das in der Praxis brauchbar ist.

Die Ergebnisse gehen über eine reine Quantifizierung und Bilanzierung von Stickstoff und Phosphor hinaus. Die Empfehlungen, zum Teil grundsätzlich bekannt, zum Teil aber auch neu, sind aus den Resultaten abgeleitet.

Die Arbeit zeigt klar, dass der Schutz der Gewässer heute im Einzugsgebiet beginnen muss und dass er nur mit Maßnahmen-Paketen, die weit in die landwirtschaftliche Bewirtschaftungsweise hineinreichen, möglich ist.

Die Bearbeiter des ARC Seibersdorf haben viel Sachverstand, Mühe und Engagement aufgewendet, um die gestellte Aufgabe zu lösen. Ihnen und allen hier nicht genannten Kolleginnen und Kollegen danke ich herzlich.



Dr. Hans Achatz
Landesrat

Einleitung der Unterabteilung Gewässerschutz4

1 Einleitung6

1.1 Datengrundlagen und Rahmenbedingungen6

1.2 Transport und Speicherung von Stoffen in Einzugsgebieten7

1.3 Anthropogene Belastungsquellen in Einzugsgebieten9

1.4 Merkmale der zeitlichen Verteilung von Emissionen10

1.5 Rohbilanz des Nährstoffeinträge aus diffusen
Quellen im Innbach - Einzugsgebiet13

**2 Methoden der Berechnung von Einträgen aus diffusen Quellen;
Möglichkeiten und Grenzen14**

2.1 Rahmenbedingungen für die Auswahl der Methoden14

3 Methode der Risikoabschätzung16

3.1 Einleitung16

3.2 Quellrisiko17

3.2.1 Charakteristik der diffusen Quellen17

3.2.2 Abschätzung des Quellrisikos diffuser Quellen für Siedlungsgebiete18

3.2.3 Abschätzung des Quellpotenzials im Bereich der Landwirtschaft20

3.2.4 Ergebnisse zum Erosionsrisiko29

3.3 Verbindungsrisiko34

3.3.1 Merkmale des Verbindungsrisikos34

3.3.2 Verbindungsrisiko für Siedlungsabwässer35

3.3.3 Verbindungsrisiko für den Bereich Landwirtschaft38

3.3.4 Einflüsse der Position von Messstellen42

3.4 Ereignisrisiko45

3.4.1 Charakteristik der Ereignisrisiken45

3.4.2 Klimasituation im Einzugsgebiet46

4 Abgrenzung relevanter diffuser Quellen48

4.1 Schlussfolgerungen aus der Risikoabschätzung48

4.1.1 Landwirtschaft versus Siedlungen48

4.1.2 Bedeutung unterschiedlicher landwirtschaftlicher Kulturarten48

4.2 Statistische Vergleiche48

4.2.1 Methodische Vorgangsweise48

4.2.2 Einflüsse von Siedlungen49

4.2.3 Landwirtschaftliche Nutzungen49

5 Vorschläge für Verbesserungsmaßnahmen52

6 Zusammenfassung53

7 Quellen54

8 Englische Zusammenfassung56

Bisher erschienene Veröffentlichungen59



EINLEITUNG DER UNTERABTEILUNG GEWÄSSERSCHUTZ

Die Anfänge der vorliegenden Arbeit reichen bis in das Jahr 1996 zurück. Die Unterabteilung Gewässerschutz hat im Anschluss an eine Präsentation des Forschungszentrums Seibersdorf bei der Abteilung Raumordnung Interesse an der Nutzung von Erdbeobachtungsdaten für den Gewässerschutz bekundet. Herrn Dipl. Ing. Günther Knötig, der die Initiative gestartet und uns zur Mitarbeit ermuntert hat, sei an dieser Stelle sehr herzlich gedankt.

In Gesprächen zwischen dem ARC Seibersdorf und der Unterabteilung Gewässerschutz wurde die Idee einer Zusammenführung von Erdbeobachtungs- mit Land- und Gewässerdaten weiter entwickelt. Das erklärte Ziel der Unterabteilung Gewässerschutz war dabei von Anfang an die Abschätzung des Nährstoffeintrags aus einem Einzugsgebiet in dessen Gewässer, wesentlich gestützt auf relativ einfach zu erhebende Landnutzungsdaten in einem in Oberösterreich vorhandenen Einzugsgebiet und in einem dafür ausreichenden Maßstab. (Das von der EU verwendete CORINNE-System benützt einen für Gewässerfragen im Bundesland viel zu groben Maßstab.)

Der Zusammenhang zwischen der Nutzung der Einzugsgebiete und der Gewässerqualität hat sich in der systematischen Aufsichtstätigkeit der letzten 10 Jahre immer klarer herausgeschält. Die Versuche, Stickstoff- und Phosphorfrachten zu quantifizieren, um die für



Foto 1: Der Innbach bei Fraham (Aufnahme von 1.6.1983). Freigegeben vom BMLV mit 13080/028-1.6/83

Gewässerbelastungen wesentlichen Ursachen abzugrenzen, gehen weit zurück. Das grundsätzliche Problem war zwar immer bekannt, aber auf dem herkömmlichen Weg nicht lösbar, da gerade aus dem hier wichtigen landwirtschaftlichen Bereich Daten fehlen oder nicht zugänglich sind.

Die Auswahl des Bearbeitungsgebietes wurde daher einerseits durch die Belastung des Hauptflusses, die Nutzung des Einzugsgebietes und andererseits durch das Angebot geeigneter Erdbeobachtungsdaten, die russische Raumstation MIR sollte ursprünglich Daten liefern, bestimmt.

Das ARC Seibersdorf hat in der Folge die ersten Ansätze bis zur Projektsreife weiterentwickelt und einen Geldgeber gesucht. Im Dezember 1997 hat die EU das Projekt **ARSGISIP** (**A**ppplied **r**emote **s**ensing and **GIS** integration for Model **P**arameterization) genehmigt, an dem neben Deutschland (Universität Jena als Projektleiter), Frankreich, Italien, Finnland, Norwegen und Schweden auch Österreich mit dem ARC Seibersdorf mitgearbeitet haben. Das oberösterreichische Vorhaben konnte in das gemeinsame Ziel, Anwendungen, Produkte und Dienstleistungen aus der Erdbeobachtung (Fernerkundung) für die Umweltüberwachung und das Management von Ressourcen und Ökosystemen nutzbar zu machen, eingebettet werden. Die Unterabteilung Gewässerschutz war damit "Enduser".

Die vorliegende Arbeit baut nun primär auf den Erdbeobachtungs-Ergebnissen dieses Projekts **ARSGISIP** auf. Sie nützt aber auch die von der Unterabteilung Gewässerschutz im Rahmen der "Basiskontroll-Programme", eines Pilot-Projekts "Messstation Fraham" systematisch erhobenen Gewässer-Qualitätsdaten, ebenso wie die Daten aus der Kläranlagen-Überwachung, des hydrografischen Dienstes und anderer Stellen.

Diese konsequente Kombination und Nutzung verschiedener Daten und das Herausarbeiten der entscheidenden Faktoren ist für Österreich neu.

Für die Qualität des Modells ist letztlich das "Verschneiden" der Daten des Amtlichen Immissionsmessnetzes mit ihrer hohen Kontinuität bei gleichzeitiger geringer zeitlicher Dichte mit den Daten der Messstation in Fraham am Innbach mit ihrer hohen zeitlichen Auflösung entscheidend. Die bisher nur über Beobachtungen bekannten Zusammenhänge zwischen Niederschlägen, Abschwemmungen und Gewässerqualität konnten so erstmals zahlenmäßig erfasst werden.

Damit geht die Nutzbarkeit dieser Studie über den engen Bereich der Aufsicht und über die Gewässer deutlich hinaus.

Grundsätzlich können, so die Daten vorhanden sind, auch andere Einzugsgebiete gleichartig bearbeitet werden. Die Methode ist ebenso wie die grundlegenden Erkenntnisse auf andere Einzugsgebiete übertragbar. Die vorliegende Arbeit weist auf konkreten Daten aufbauend auf die neue Richtung eines wirkungsvollen, den heutigen Gegebenheiten angepassten Gewässerschutzes, der im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie das ganze Einzugsgebiet umfasst, und gleichzeitig die Konzentration auf die wesentlichen Stoff-Quellen ermöglicht, hin. Erst dadurch wird ein wirkungsvolles und damit ökonomisches Arbeiten ermöglicht, das auf ausreichend sicheren Daten und ebenso sicherem Wissen basiert.

Zur sicheren Illustration des Innbach-Einzugsgebietes wurden einige Luftbilder ausgehoben, die obzwar sie schon älteren Datums sind, sehr gut die intensive land- bzw. forstwirtschaftliche Nutzung zeigen. An dieser Stelle sei auch den Fotografen Herrn Hans Kosina und Frau Roswitha Schimpl von der Presse-Abteilung/Medientechnik für ihre Hilfsbereitschaft und gute Zusammenarbeit sehr herzlich gedankt.

1 EINLEITUNG

Die Belastung von Gewässern stammt grundsätzlich aus unterschiedlichen Quellen. Die Belastungsanteile einzelnen Quellen zuzuordnen, ist schwierig und damit ist auch die zielorientierte Durchführung von Sanierungsmaßnahmen. Zusätzliche Erschwernisse ergeben sich aus der oft unzureichenden Datenlage über Belastungsquellen und Belastungspfade. Sowohl aus sachlichen als auch aus ökonomischen Gründen kann eine Erfassung von Daten in der Praxis des Gewässerschutzes nur in einem begrenzten Ausmaß durchgeführt werden. Datenerfassung und Datenauswertung müssen im Sinne einer maximalen Effizienz bei der Informationsgewinnung optimiert werden. Dadurch können dann auch die wesentlichen Risikofaktoren für die Gewässerqualität quantifiziert werden.

Das Amt der Oberösterreichischen Landesregierung beauftragte auf der Basis von bestehenden Datengrundlagen im März 2001 das Forschungszentrum Seibersdorf mit der Erarbeitung eines Risikomodells für das Innbach-Einzugsgebiet.

1.1 Datengrundlagen und Rahmenbedingungen

Die hydrografische Situation des Innbach-Einzugsgebietes und die Gewässerqualität des Innbaches sind im Gewässerschutzbericht 11/1995 (Anderwald et al. 1995) beschrieben. Ergänzend zu den darin enthaltenen Angaben liegen die Messreihen der chemisch-physikalischen Untersuchungen bis zum Jahr 2000 von 6 Messstellen am Innbach und von 5 Messstellen an der Trattnach vor. Zusätzlich zu den zyklischen Probenahmen mit einer

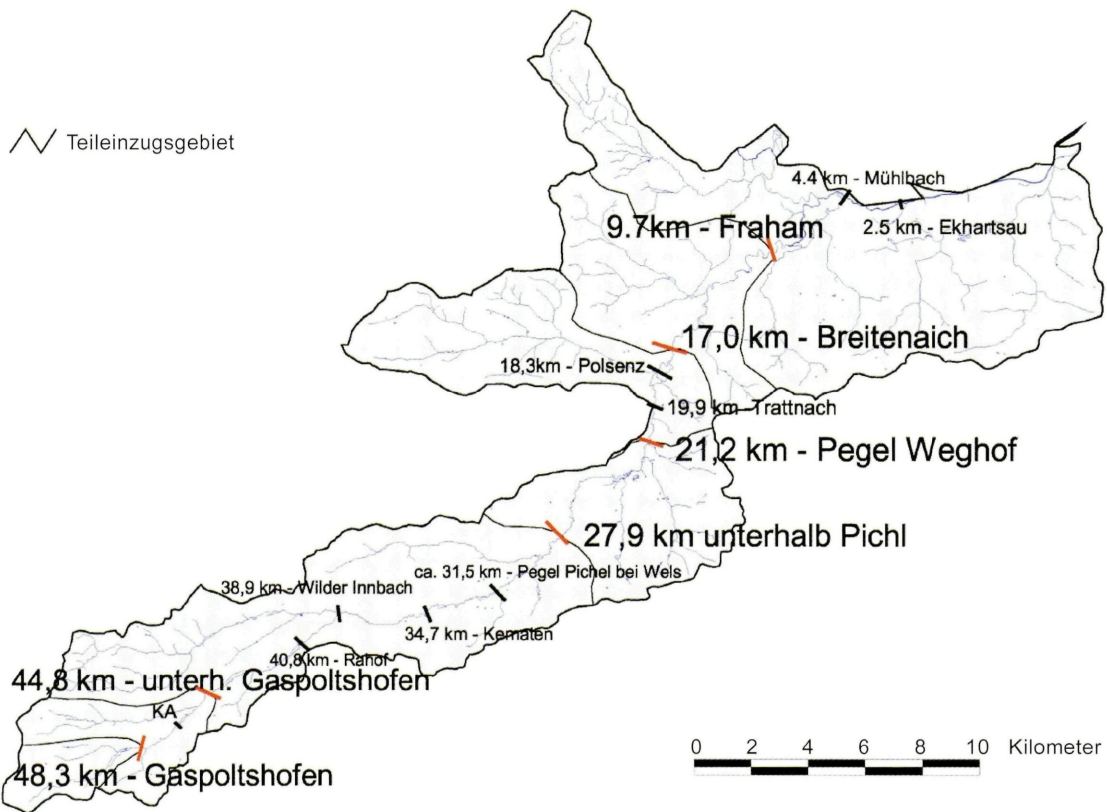


Abb.1: Übersichtsbild Innbach-Einzugsgebiet, Messstationen, Teileinzugsgebietsgrenzen

Zyklusdauer von rund 20 Tagen wurden an der Messstelle bei Fraham kontinuierliche Messungen an der fließenden Welle durchgeführt. Die dabei erhobenen Daten liegen für den Zeitraum Oktober 1999 bis Februar 2001 vor. Für den selben Zeitraum stehen tägliche Niederschlags- und Abflussdaten der hydrografischen Messstellen im Innbach-Einzugsgebiet in digitaler Form zu Verfügung.

Für landwirtschaftliche Böden liegen für große Bereiche des Einzugsgebietes die Ergebnisse der Bodenkartierung in analoger Form vor. Die Daten der bodenkundlichen Kartierungen stammen aus den siebziger Jahren, die einzelnen Berichte wurden zwischen 1974 und 1984 (Krabichler 1974; Krabichler 1977; Krabichler 1980a; Krabichler 1980b; Krabichler 1984) publiziert.

Im Rahmen des EU-Projektes **ARSGISIP** erfolgte für das Innbach-Einzugsgebiet auf der Grundlage von **LANDSAT**-Daten eine Erhebung der bestehenden Landnutzungen im Jahr 1998, sowie eine Kontrollerhebung im Jahr 1999. Zur Überprüfung der Landnutzung und zur Erfassung der Wirtschaftsweisen wurden im Rahmen dieses Projektes umfangreiche Feldbegehungen durchgeführt.

Physikalische und chemische Untersuchungen der aktuellen Bodenbedingungen im Untersuchungsraum sowie Felduntersuchungen zur Bestimmung der Abflussbedingungen wurden hingegen nicht durchgeführt.

Aus Anderwald et al. (1995) liegt eine Jahresbilanz der Stickstoff- und Phosphorfrachten für das Untersuchungsgebiet vor. Demnach beträgt die Phosphorfracht aus dem Trattnach-Einzugsgebiet rund 19,9 Tonnen pro Jahr und die Stickstofffracht rund 300 Tonnen pro Jahr. Die direkten Frachten aus dem Einzugsgebiet des Innbaches betragen rund 12,3 Tonnen für Phosphor und rund 266 Tonnen für Stickstoff. Die Gesamtfrachten für Phosphor betragen rund 32,2 Tonnen pro Jahr und für Stickstoff 566 Tonnen pro Jahr. Aus Kläranlagen stammen rund 15,7 Tonnen Phosphor pro Jahr (49 %) und rund 115,2 Tonnen Stickstoff pro Jahr (20 %). Aus diffusen Quellen stammen demnach rund 51 % der Jahresfracht an Phosphor und 80 % der Jahresfracht an Stickstoff.

1.2 Transport und Speicherung von Stoffen in Einzugsgebieten

Einzugsgebiete von Fließgewässern sind funktionelle Landschaftsteile, deren Gestalt und Entwicklung wesentlich durch Wechselwirkungen zwischen dem abfließendem Wasser und dem geologischen Untergrund bestimmt werden. Diese hydrogeologischen Prozesse bestimmen die Entwicklungsbedingungen für die lebenden Teile der Ökosysteme einschließlich der Menschen. Stark beeinflusst durch die lösenden Eigenschaften des Wassers laufen Transport und Speicherung unterschiedlicher Stoffe in den Einzugsgebieten ab (Abbildung 2). In nicht genutzten Gebieten bestimmen vor allem die Wechselwirkungen zwischen dem mineralischen Boden, dem Wasser und den Mikroorganismen die Freisetzung und Einlagerung von Stoffen. Einträge aus der Luft stammen unter solchen Bedingungen von Abwehungen kahler Oberflächen (Felsen und Meeresoberflächen) und von elektrochemischen Vorgängen in der Erdatmosphäre (White et al., 1992).

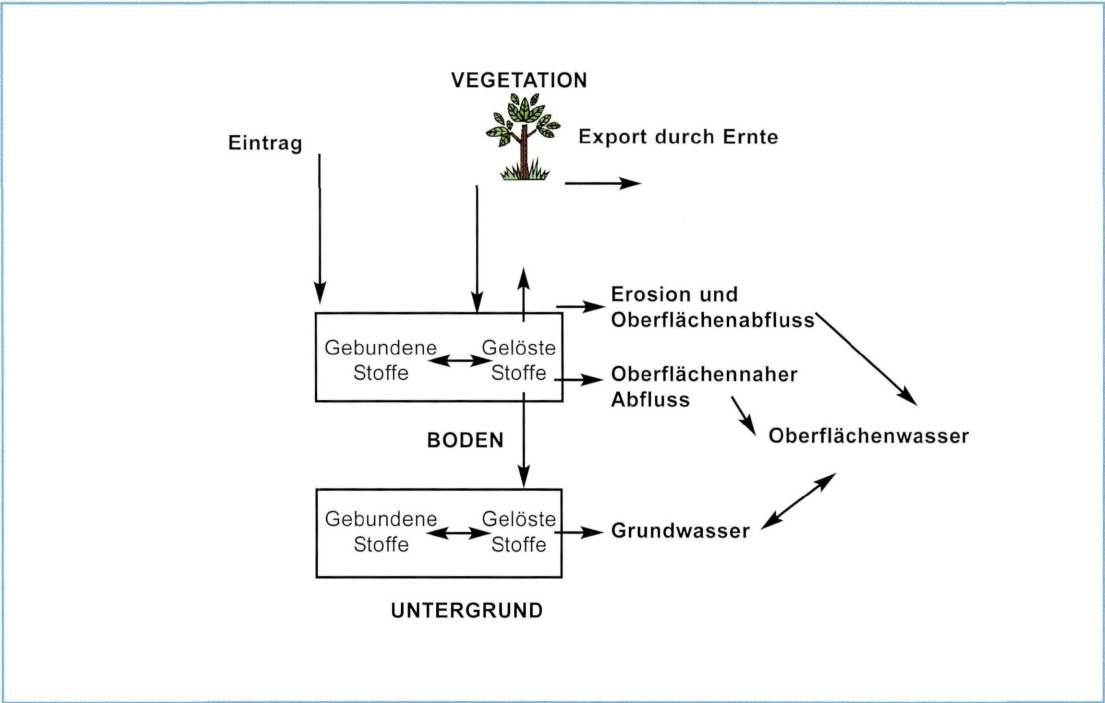


Abb.2: Generelles Schema der Verteilungsprozesse von Stoffen in Einzugsgebieten.

Die Nutzung von Gewässer-Einzugsgebieten durch den Menschen zur Produktion von Nahrungsmitteln und Gütern sowie zunehmende Siedlungsdichten führen zu wesentlichen Veränderungen der Verteilung und des Transportes von Stoffen. Weltweit werden rund 65.000 bis 100.000 Chemikalien industriell hergestellt, die Zahl von chemischen Verbindungen in Abbau- und Zwischenprodukten ist jedoch deutlich höher (Streit, 1994). Wichtige Substanzen für die Produktion, wie beispielsweise Nährstoffe für Pflanzen und Futtermittel für Tiere, werden in die Einzugsgebiete importiert. Verluste bei offenen Produktionsweisen führen in den natürlichen Prozessen zu Anreicherungen mit den freigesetzten Stoffen, dies geschieht in Form erhöhter Konzentrationen in Gewässern oder Böden. Die Folgen davon sind weitreichende Veränderungen von Lebensgemeinschaften in den betroffenen Bereichen.

Stoffe können beim Transport, der Einlagerung oder der Lösung umgewandelt werden, die einzelnen Elemente gehen jedoch nicht verloren. Jeder Eintrag (E) von Stoffen in die Einzugsgebiete führt deshalb entweder zu entsprechenden Anreicherungen (DL) oder Austrägen (A):

$$E = A + DL$$

Diese Bilanzgleichung kann in der Realität jedoch nicht direkt nachgeprüft werden, da die Verteilung der Stoffe in den Einzugsgebieten nie vollständig erfassbar ist. Die Ursache dafür liegt im zeitgleichen Ablauf von unterschiedlichen Transportvorgängen in den Einzugsgebieten. Neben naturräumlichen Variationen der Transport- und Speicherbedingungen, wie zum Beispiel durch unterschiedliche Bodeneigenschaften, beeinflusst auch die Flächennutzung durch den Menschen die Bewegung von Stoffen. Durch Messungen an ausgewählten Stellen des Einzugsgebietes und in festgelegten Zeitabständen können jedoch Kenngrößen über einzelne Transportpfade für die jeweils untersuchten Stoffe ermittelt werden. Über geeignete Auswertungsmethoden können daraus Rückschlüsse über die Größenordnungen der Prozesse gezogen werden.

1.3 Anthropogene Belastungsquellen in Einzugsgebieten

Als anthropogene Belastungsquellen werden hier Stellen definiert, an denen bestimmte Stoffe freigesetzt werden. Für deren Freisetzung müssen zwei unterschiedliche Bedingungen erfüllt sein:

Die erste Bedingung ist die Ausbringung der Stoffe durch den Menschen an bestimmten Stellen.

Als zweite Bedingung für die Freisetzung müssen Möglichkeiten zur Ausbreitung in die Umgebung vorhanden sein.

Freisetzungen können also unter klar definierten Ausbreitungsbedingungen, wie beispielsweise bei Einleitungen von Kläranlagen, oder unter diffusen Ausbreitungsbedingungen, wie es bei Ausschwemmungen aus landwirtschaftlichen Flächen der Fall ist, stattfinden.

Von größerer Bedeutung für die angewandten Aufgabenstellungen sind die konkreten Beobachtungsmöglichkeiten der unterschiedlichen Belastungsquellen. Maßgeblich dafür sind die Größen dieser Belastungsquellen, ihre Anzahl und die Veränderung ihrer Eigenschaften im Zeitablauf. Eine große Zahl kleiner Quellen mit sich laufend ändernden Eigenschaften ist hingegen weitaus schwieriger zu beobachten als eine geringe Zahl großer Quellen mit weitgehend gleichbleibenden Eigenschaften. In der Praxis gelten diese Rahmenbedingungen in den einschlägigen Emissions-Verordnungen auf der Grundlage des Wasserrechtsgesetzes bei den Anforderungen für die Mindestzahl der Untersuchungen pro Jahr.

Die Quelleigenschaften bestimmen auch die Unterscheidung zwischen Punktquellen und diffusen Quellen:

- **Punktquellen** zeichnen sich durch räumlich klar abgegrenzte und eingeschränkte Emissionsorte aus. Beispiele dazu sind Einleitungen von kommunalen oder industriellen Kläranlagen.
- **Diffuse Quellen** sind räumlich nicht klar abgrenz- oder einschränkbar. Beispiele dazu sind in Tabelle 1 dargestellt.

Das zentrale methodische Problem für die Kontrolle von diffusen Quellen liegt in den stark eingeschränkten Möglichkeiten einer direkten Erfassung. Hauptursache dafür sind die relativ niedrigen Emissionsmengen pro Zeit- und Raumeinheit bei gleichzeitig großer Flächenausdehnung der Quellen. Verstärkt wird die Problematik durch räumliche und zeitliche Variationen der Emissionsmengen. Wegen dieser Quelleigenschaften können freigesetzte Substanzen auf dem Weg zum Oberflächengewässer mehrfach mit Stoffen aus anderen Emissionsquellen durchmischt werden. Rückschlüsse aus beobachteten Konzentrationen in Oberflächengewässern sind deshalb nur für Quellkategorien möglich.

Landnutzung	Art der Quellen	Art der Belastung	Zeitliche Verteilung
Bebautes Gebiet	Undichte Sammelgruben	Siedlungsabwässer	kontinuierlich
	Undichte Kanalsysteme	Siedlungsabwässer	kontinuierlich
	Direkteinleitungen	Siedlungsabwässer	kontinuierlich
	Versiegelte Flächen	Straßenabwässer, Dachabwässer	Abhängig von Niederschlags- und Auftauperioden
	Gärten, Grünflächen	Oberflächenab- schwemmungen	Abhängig von der Bewirtschaftungsweise
Sportanlagen		Oberflächenab- schwemmungen	Abhängig von der Bewirtschaftungsweise
Verkehrsflächen	Straßen, Parkplätze	Straßenabwässer, Reinigungs- abwässer	Abhängig von Nieder- schlags- und Auftau- perioden
Deponien, Altlasten		Sickerwässer	kontinuierlich
Landwirtschaft	Ackerbau, Feldgemüsebau	Oberflächenab-, schwemmung Drainagewasser Sickerwasser	Abhängig von Anbau und Wetterbedingungen
	Grünland	Oberflächenab-, schwemmung Drainagewasser Sickerwasser	Abhängig von der Bewirtschaftung und Wetterbedingungen
	Viehhaltung	Gülle, Festmist und Jauche	Abhängig von der tech- nischen Ausstattung der Ställe und der Bewirtschaftung
	Düngerlager	Gülle, Festmist und Jauche	Abhängig von der tech- nischen Gestaltung
Waldflächen		wie vor	Abhängig von der Bewirtschaftung und Wetterbedingungen

Tab.1: Kategorien diffuser Belastungsquellen für Gewässer, differenziert nach der Landnutzung

1.4 Merkmale der zeitlichen Verteilung von Emissionen

Wie aus Tabelle 1 erkennbar ist, weisen die einzelnen Quellkategorien unterschiedliche zeitliche Wahrscheinlichkeiten der Belastungsereignisse auf. Wichtig für die Unterscheidungen zwischen den einzelnen Kategorien sind neben den Stoffzusammensetzungen die unterschiedlichen zeitlichen Verteilungen der Emissionen.

Bei den Emissionen von Siedlungsabwässern sind im Tagesablauf gebietsspezifische Zyklen zu erwarten, deren Bandbreiten größer sind als die durchschnittlichen monatlichen Variationen der Werte. In den langfristigen Messwerten der Gewässergüteüberwachung ergeben sich deshalb auch bei relevanten Parametern keine zeitlichen Muster.



Die zeitlichen Schwankungen der Abschwemmungen von Verkehrsflächen und sonstigen versiegelten Flächen werden vor allem durch Niederschlagsereignisse bestimmt. Es sind deshalb zufällig verteilte zeitliche Muster möglich.

Austritte von unbehandelten Sickerwässern können nur bei alten Deponien mit unzureichenden Abdichtungen erfolgen. Hier sind in der Regel die Risiken für das Grundwasser höher als für die Oberflächengewässer.

Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Flächen resultieren aus den Verlusten der Bewirtschaftung. Die Auswaschung von Stickstoff hängt dabei in einem hohen Maße von der jeweils angebauten Frucht ab (Gundersen u. Bashkin, 1994). Ähnliches gilt auch für Verluste von Phosphor aus landwirtschaftlich genutzten Flächen (Ratsep et al., 1994). Die zeitlichen Emissionsmuster von Lagerverlusten (z.B. bei Stallungen) und von Verlusten im Pflanzenbau sind unterschiedlich hoch: Die Lagerverluste verlaufen relativ kontinuierlich, hingegen treten die Verluste im Pflanzenbau phasenweise auf. Haupteinflussfaktoren für die Phasenausprägung sind die Anbau- und Erntezeiten der Feldfrüchte sowie die Bewirtschaftungszyklen in der Grünlandwirtschaft. Die Emissionsphasen beruhen auf dem Zusammenspiel mehrerer Faktoren: In den Düngungsperioden ergibt sich vor allem durch die temporäre "Überfüllung" der Bodenspeicher ein erhöhtes Emissionsrisiko für Nährstoffe. In den Wachstumsperioden zwischen Düngung und Ernte wird durch die Nährstoff- und Wasseraufnahme der Pflanzen sowie durch die Bodenbedeckung das Emissionsrisiko reduziert. Die Entfernung der Pflanzendecke auf Äckern durch die Ernte und die nachfolgende Bodenbearbeitung schaffen schlagartig ein erhöhtes Risiko für die Abschwemmung und die Auswaschung von Nährstoffen aus dem Boden. Zwischen den Anbauperioden wird das Emissionsrisiko von der Art der Bodenbewirtschaftung bestimmt, wobei Schwarzbrachen risikoe erhöhend und der Anbau von Zwischenfrüchten oder Grünbrache (Morgan, 1999) risikomindernd wirken.

Abweichende Voraussetzungen für die Ausbringung von Düngemitteln bestehen hingegen bei Betrieben mit Nährstoffüberschüssen. Dies gilt vor allem für Betriebe mit Viehhaltung, wenn der betriebliche Nährstoffanfall (Nutf) den betrieblichen Pflanzennährstoffbedarf (Nutupt) deutlich übersteigt:

$$\text{Nutf} >> \text{Nutupt}$$

Unter diesen Bedingungen muss der Nährstoffüberschuss "entsorgt" werden. Aus der Perspektive des Einzelbetriebes sind dafür landwirtschaftlich genutzte Flächen oder Zeiten mit geringen negativen Effekten geeignet. Grundsätzlich wird dabei immer das Emissionsrisiko erhöht, da die von den Pflanzen nicht aufgenommenen Nährstoffe aus Gründen der Massenbilanz entweder im Boden zwischengespeichert oder vom Standort emittiert werden:

$$\text{Nutf} = \text{Nutupt} + \text{Nutim} + \text{Nuteg} + \text{Nutef} + \text{Nutes}$$

Nutf	=	Nährstoffeintrag
Nutupt	=	Nährstoffaufnahme durch Pflanzen
Nutim	=	Nährstoffimmobilisierung im Boden
Nuteg	=	gasförmige Nährstoffemissionen
Nutef	=	Nährstoffemissionen in gelöster Form
Nutes	=	Nährstoffemissionen in fester Form

Nährstoffemissionen in gelöster Form können durch den Transport an der Bodenoberfläche und in oberflächennahen Bereichen direkt in die Oberflächengewässer oder durch Versickerung ins Grundwasser gelangen. Emissionen in fester Form können hingegen als Partikel oberflächlich abgeschwemmt oder durch den Wind verfrachtet werden.

Die Zwischenspeicherung im Boden ist nur solange für die Bilanz von Bedeutung, als dabei keine Nährstoffe aus dem Bodenspeicher in tiefere Horizonte verlagert werden. Wegen der begrenzten Kapazität dieser Bodenspeicher werden Nährstoffe vor allem aus Flächen mit langjährigen Nährstoffüberschüssen ausgewaschen.

Die zeitlichen Muster der Emissionen hängen daher von den Möglichkeiten zur Speicherung des organischen Düngers in den Betrieben ab. Bei ausreichend großen Speichern kann die Ausbringung den Phasen des Pflanzenbaues folgen, bei kleineren Speicherkapazitäten müssen hingegen andere Ausbringungs- ("Entsorgungs")strategien gewählt werden.

Auf Waldflächen sind die Nährstoffeinträge in der Regel geringer als der potenzielle Nährstoffbedarf. Höhere Einträge können kleinräumig durch Nährstoffeinträge aus benachbarten landwirtschaftlichen Flächen auftreten. Bei Waldrändern in agrarisch genutzten Gebieten besteht ein zusätzliches Risiko für einen erhöhten Nährstoffeintrag durch die Ablagerung von landwirtschaftlichen Abfällen oder von nicht genutzten Düngemitteln.

Erhöhte Emissionen aus Waldflächen treten nach Holzernten durch Auswaschung und Abschwemmung auf (Mitscherlich 1975). Unabhängig von der Waldnutzung kann Nitratstickstoff vermutlich durch mikrobiologische Prozesse am Ende der Vegetationsperioden auch aus Waldflächen mit geringen Nährstoffeinträgen freigesetzt werden (Knoflacher u. Gebetsroither 2000).



Foto 2: Das Quellgebiet eines kleinen Innbachzubringers in der Ortschaft Kohlgrube im Hausruckwald (Aufnahme vom 1.6.1996) Freigegeben von BMLV mit 13088/268-1.6/96

1.5 Rohbilanz des Nährstoffeinträge aus diffusen Quellen
im Innbach-Einzugsgebiet

Die Grundlagen der Bruttobilanz für Stickstoff und Phosphor im Innbach-Einzugsgebiet sind die Originaldaten der Gewässergüteerhebung der Jahre 1994 bis 2000 für Innbach und Trattnach. Zusätzlich wurden die verfügbaren Messdaten der Kläranlagen RHV Trattnachtal und Gaspoltshofen berücksichtigt. Die Berechnung der Bruttofrachten für ein Jahr erfolgte durch Bestimmung der Mittel- und Medianwerte auf der Grundlage der Einzelmessdaten. Wegen der großen Varianz der Einträge aus den Kläranlagen wurden die weiteren Berechnungen auf Basis der Medianwerte durchgeführt. Die Differenzen zwischen den Bruttofrachten zweier benachbarter Messstellen wurden als Bruttoeinträge des jeweiligen Teileinzugsgebietes definiert. Durch Abzug der Einträge aus den Kläranlagen und der Trattnach wurden die Bruttoeinträge aus diffusen Quellen bestimmt (Tabellen 2 und 3). Trotz der Verwendung von Medianwerten ergibt die Rohbilanz für Phosphor im Teileinzugsgebiet 6 un plausible negative Einträge aus diffusen Quellen (Tabelle 3).

Teileinzugs- gebiet	Bruttofracht	Einträge gesamt	Einträge aus Kläranlagen	Einträge aus Trattnach	Einträge aus diffusen Quellen
2	385174	47840			47840
3	337334	232502	78196	151394	2940
4	104832	28009			28009
5	76823	46293			46293
6	30530	23427	9359		14068
7	7103	7103			7103

Tab.2: Rohbilanz der jährlichen Einträge von Stickstoff (in kg) in die Teileinzugsgebiete 2 bis 7 aus diffusen Quellen. Datengrundlagen Amt der Oö. Landesregierung

Teileinzugs- gebiet	Bruttofracht	Einträge gesamt	Einträge aus Kläranlagen	Einträge aus Trattnach	Einträge aus diffusen Quellen
2	18786	3051			3051
3	15735	11800	5510	6064	227
4	3935	844			844
5	3091	1439			1439
6	1652	1418	1731		-313
7	234	234			234

Tab.3: Rohbilanz der jährlichen Einträge von Phosphor (in kg) in die Teileinzugsgebiete 2 bis 7 aus diffusen Quellen. Datengrundlagen Amt der Oö. Landesregierung

2 METHODEN DER BERECHNUNG VON EINTRÄGEN AUS DIFFUSEN QUELLEN; MÖGLICHKEITEN UND GRENZEN

2.1 Rahmenbedingungen für die Auswahl der Methoden

Wichtige Rahmenbedingungen für die Auswahl der Untersuchungsmethoden sind einerseits die Eigenschaften und Dimensionen der Prozesse und andererseits die verfügbaren Daten aus dem Untersuchungsgebiet. Für angewandte Aufgabenstellungen einer Verwaltungseinrichtung ist zusätzlich zu beachten, dass die Datenanforderungen nicht den Rahmen der üblichen Kontrolltätigkeit sprengen dürfen.

Wie in den einleitenden Kapiteln ausgeführt, werden die Einträge aus diffusen Quellen durch

- natürliche und
- menschliche

Faktoren beeinflusst. Zu den **natürlichen Faktoren** zählen Niederschlag, Temperatur, Gegebenheiten des Bodens und Untergrundes oder Verläufe der Oberflächengewässer in den Einzugsgebieten. Zu den **menschlichen Faktoren** zählen Verteilungen der Landnutzung, Bewirtschaftungsweisen, Ent- und Bewässerungen oder Befestigungen von Oberflächen und Gewässerläufen.

Das gesamte Einzugsgebiet des Innbaches wird durch den Menschen genutzt. Davon werden 17 % der Fläche extensiv als Wald genutzt, der Rest unterliegt vor allem landwirtschaftlichen (rund 74 %) und in geringerem Ausmaß baulichen Nutzungen (Steinnocher, 2001). Bezogen auf die Flächenanteile bestimmt also die landwirtschaftliche Nutzung im hohen Maße die Rahmenbedingungen für die Emissionen aus diffusen Flächenquellen. Wichtige Einflussfaktoren sind dabei

- die zyklischen Änderungen der Vegetationsdecke durch Anbau und Ernte,
- die zyklischen Änderungen der Bodenstruktur auf Ackerflächen durch Bodenbearbeitung,
- die zyklische Düngung der Nutzflächen,
- die Veränderungen des Wasserhaushaltes durch Ent- und Bewässerung und
- die Veränderungen der Geländekonturen.

Auf Ackerflächen sind die jährlichen Änderungen der Fruchtarten auf den einzelnen Schlägen zu berücksichtigen. Wegen des nicht linearen Zusammenhanges zwischen der Anzahl an Fruchtarten (r) und der durchschnittlichen Anzahl an Schlägen (n) pro Betrieb ist die theoretische Zahl möglicher Nutzungsmuster extrem hoch (z.B. gibt es bei 5 Kulturarten und 20 Schlägen rund 1,8 Millionen Variationen). Die tatsächliche Zahl ist für Zeiträume von wenigen Jahren zwangsläufig deutlich niedriger, für lange Zeiträume sind jedoch die räumlichen Verteilungen der Kulturarten nur für gut dokumentierte Gebiete nachvollziehbar. Dynamische Modelle von Nährstoffprozessen können deshalb nur dann mit ausreichender Genauigkeit kalibriert werden, wenn über ausreichend lange Zeiträume und für ausreichend große Anteile von Einzugsgebieten Daten über Düngung und Bearbeitungszyklen zur Verfügung stehen.

Die Bedeutung von diffusen Quellen aus Siedlungsbereichen ist hingegen nicht über die Flächenanteile bestimmbar. Das Ausmaß der Belastung orientiert sich hier an den Anschlussgraden an Kläranlagen und den Einwohnerdichten.

Natürliche Einflussfaktoren wirken vor allem durch Klimafaktoren wie Niederschlägen und Temperaturen sowie durch die Untergrundgeologie. Ohne Bedeutung ist im Innbach - Einzugsgebiet der Einfluss der natürlichen Vegetation.

Für die Auswahl geeigneter Methoden bestehen in intensiv genutzten Einzugsgebieten, wie es das Innbach - Einzugsgebiet ist, je nach Fragestellung unterschiedliche Rahmenbedingungen. Für hydrologische Fragestellungen können unter Verwendung von ausreichend genauen Daten über Niederschläge, Temperatur, Abflüsse und Böden dynamische Modelle eingesetzt und kalibriert werden. Zur Beantwortung von Fragen zur Eutrophierung von Gewässern reichen solche Datengrundlagen alleine nicht aus. Für die Anwendung von dynamischen Modellen sind zusätzlich flächenbezogene Zeitreihen über Düngungsintensitäten erforderlich. Da solche Daten für größere Einzugsgebiete in der Regel nicht zur Verfügung stehen, müssen andere Methoden eingesetzt werden.

Geeignete Methoden zur Untersuchung von Zusammenhängen mit unvollständigen Datensätzen bieten die Bayes'schen Verfahren (Carlin und Louis, 2000). Anders als bei dynamischen Modellen können unbekannte Größen explizit in die Berechnungen aufgenommen werden. Durch die gezielte Verdichtung von Beobachtungen kann bei diesen Verfahren die Aussageschärfe der Ergebnisse schrittweise verbessert werden.

Stoffprozesse, die in den Einzugsgebieten stattfinden, werden durch das Zusammenwirken unterschiedlicher Faktoren beeinflusst. Sie laufen zusätzlich in Raum und Zeit nicht gleichmäßig ab. Zur Wahrung der Übersicht über die wesentlichen Zusammenhänge ist es deshalb sinnvoll, die Prozesse gesondert nach Teilbereichen zu untersuchen. Die dafür notwendige Untergliederung erfolgt differenziert nach Teileinzugsgebieten (Abbildung 3) und nach Prozessmerkmalen.

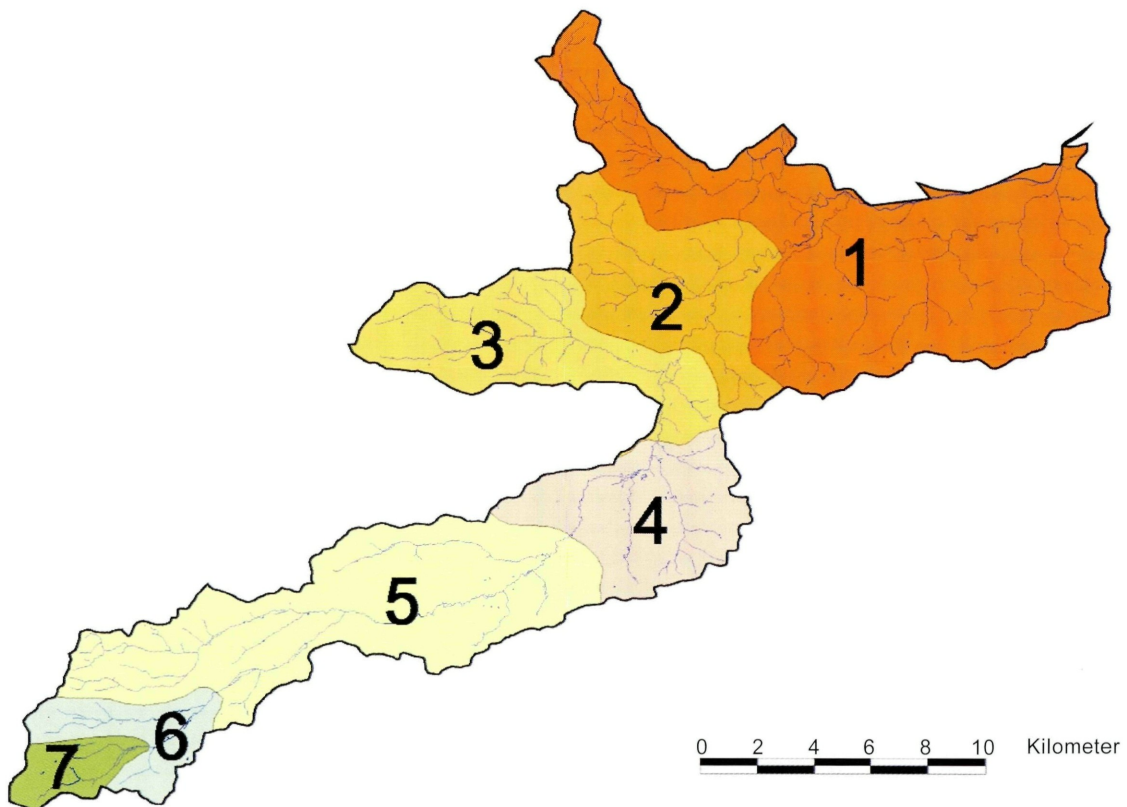


Abb.3: Numerierung der Teileinzugsgebiete im Innbachgebiet

3 METHODE DER RISIKOABSCHÄTZUNG

3.1 Einleitung

Risikoabschätzungen werden generell bei Fragestellungen mit unvollständigen Informationen über Ursachen oder auslösende Faktoren von Ereignissen mit nachteiligen Wirkungen eingesetzt. Das Risiko (R) für den Eintritt eines bestimmten Ereignisses (i) wird durch die Größe der dadurch ausgelösten Veränderungen (A) und die Eintrittswahrscheinlichkeit (p) definiert:

$$R_i = A_i \cdot p$$

Die bekanntesten Anwendungsbereiche finden sich in der Versicherungswirtschaft und bei der Sicherheitsabschätzung von technischen Systemen (Kuhlmann, 1981; Bedford und Cooke, 2001). Wesentliche Bestandteile der Risikoanalyse sind die Erfassung der kritischen Einflussgrößen, der relevanten Wirkungsketten und der Eintrittswahrscheinlichkeiten. Im Umweltbereich werden Risikoabschätzungen vor allem für selten auftretende Ereignisse mit weitreichenden Auswirkungen (Hochwässer und Georisiken) verwendet. Relativ neu ist hingegen ihre Verwendung bei der Abschätzung von Belastungsrisiken (Heathwaite, 2001). Das Gesamtrisiko wird dabei aus drei Teilrisiken bestimmt:

- Quellrisiko (RQ)
- Verbindungsrisiko (RV)
- Ereignisrisiko (RE)

Das **Quellrisiko** berücksichtigt die Intensität und die zeitliche Verteilung der Ausbringung von Nährstoffen sowie die Änderungen der Austragsbedingungen aus den einzelnen Flächen.

Durch das **Verbindungsrisiko** werden die topografischen und technischen Abflussbedingungen von den einzelnen Flächen zu Oberflächengewässern berücksichtigt.

Das **Ereignisrisiko** berücksichtigt die zeitlichen Verteilungen und Intensitäten des Abflusses an den Bodenoberflächen und oberflächennahen Bereichen, die von klimatischen Faktoren bedingt sind.

Durch die Aufteilung in drei Risikogruppen können die anthropogenen, topografischen und klimatischen Einflussfaktoren auf diffuse Quellen getrennt erfasst werden. Diese getrennten Basisberechnungen erlauben sowohl eine Abschätzung von Einzelrisiken als auch eine von Risikokombinationen. Gleichzeitig reduziert diese Vorgangsweise den Einfluss von Fehlern aus Einzeldaten auf das Gesamtergebnis.

Nicht berücksichtigt sind bei den Risikoabschätzungen die Risiken für das Grundwasser. Diese können bei leicht durchlässigen Böden und in uferfernen Gebieten deutlich höher sein als die Risiken für Oberflächengewässer (Moldan und Cerny, 1994).

3.2 Quellrisiko

3.2.1 Charakteristik der diffusen Quellen

Grundvoraussetzungen für Emissionen von Nährstoffen aus anthropogenen, diffusen Quellen sind die Ansammlung und die Freisetzung von nährstoffhaltigen Substanzen durch den Menschen. Der Zusammenhang zwischen Quellgröße und Emissionsmenge wird von den jeweiligen Eigenschaften der diffusen Quellen (Tabelle 1) bestimmt. Fehlen konkrete Nutzungsabsichten, so können die Emissionsmengen weitgehend unabhängig von der Quellgröße variieren. Beispiele dafür sind undichte Kanalsysteme oder undichte Lager für Gülle und Mist. Beim Einsatz von Nährstoffen für die Pflanzenproduktion wird die Ereignisgröße wesentlich durch die ausgebrachte bzw. an Ort und Stelle vorhandene Nährstoffmenge bestimmt. Die Wahrscheinlichkeit der Emission hängt hingegen von der Pflanzenbedeckung sowie von der Bodenbearbeitung ab. Besonders hoch ist die Wahrscheinlichkeit der Emission auf unbedeckten Böden. Bei dichten Pflanzendecken ist sie dagegen niedrig.

Grundsätzlich sind auch bei einem aufrechten Ausbringungsverbot von Gülle auf gefrorenen Böden hohe Wahrscheinlichkeiten von Emissionen aus Ackerflächen während der Schneeschmelze durch die Oberflächenabschwemmungen der Böden und den darin enthaltenen Nährstoffen zu erwarten. Durch die Nährstoffausbringung auf schwach bedeckten Böden ergeben sich erhöhte Quellrisiken auf Ackerflächen während der Ansaat- und Anwachsperioden im April und Mai sowie bei der Vorbereitung des Anbaues von Wintergetreide oder von Zwischenfrüchten im Spätsommer und Herbst.

Die zuletzt genannten Perioden hängen von den Ernteperioden der Hauptfrucht ab, die bei Wintergetreide in die Monate Juli und August fällt, bei Mais hingegen vorwiegend in den Oktober. Für den Feldgemüsebau lassen sich wegen der unterschiedlichen Vegetationsperioden der Pflanzenarten keine generellen zeitlichen Zyklen definieren. Auf Grünland werden die Ausbringungszeiträume von Nährstoffen vor allem durch die Art der Nutzung (Weide, Wiesen oder gemischte Nutzung) bestimmt. Das Emissionsrisiko variiert wegen der permanenten Vegetationsdecke jedoch weniger stark als bei Ackerflächen.



Foto 3: Landwirtschaftlich genutzte Flächen an beiden Seiten des Innbaches nahe Pichl bei Wels (Aufnahme von 1.6.1996) Freigegeben von BMLV mit 13088/007-1.6/96

3.2.2 Abschätzung des Quellrisikos diffuser Quellen für Siedlungsgebiete

Die Bestimmung der Quellrisiken erfolgte in Anpassung an die vorhandenen Datengrundlagen. Für die Quellrisiken aus den Siedlungsbereichen lagen Daten über die Anschlussgrade der einzelnen Gemeinden (Amt der OÖ. Landesregierung, 2000) sowie geografische Informationen über die Siedlungsverteilungen in den einzelnen Gemeinden vor. Dabei war zu berücksichtigen, dass die Gemeindegebiete nicht immer vollständig innerhalb des Einzugsgebietes liegen. In solchen Fällen erfolgte die räumliche Zuordnung der Einwohnerzahlen linear zur räumlichen Verteilung der Siedlungsflächen der jeweiligen Gemeinde. Im Unterschied zu Verteilungsrechnungen auf der Grundlage der gesamten Gemeindefläche wurden bei dieser Berechnung den Gemeinden nur dann Einwohner zugeordnet, wenn auch Siedlungsgebiete im Einzugsgebiet ausgewiesen waren.

Zur Abschätzung des Quellpotenzials (Tabelle 4) wurden die Kenngrößen nach Lecher et al. (2001) für sedimentiertes Abwasser herangezogen. Pro Einwohner wird danach mit einem Stickstoffanfall von 10 g pro Tag und einem Phosphoranfall von 1,8 g pro Tag gerechnet. Jährlich fallen rund 7,2 Tonnen Phosphor und rund 40,2 Tonnen Stickstoff in den nicht an Kläranlagen angeschlossenen Haushalten des Innbach - Einzugsgebietes an.

Teileinzugsgebiet	Phosphor (t/a)	Stickstoff (t/Jahr)
1	2,3	12,8
2	0,4	2,1
3	1,4	8,0
4	0,6	3,2
5	1,8	9,8
6	0,6	3,2
7	0,2	1,3
Summe	7,3	40,4

Tab.4: Durchschnittlicher jährlicher Anfall an Stickstoff und Phosphor in nicht an Kläranlagen angeschlossenen Haushalten im Innbach - Einzugsgebiet (in t pro Jahr)

Das Emissionsrisiko wurde über Abschätzungen der Bandbreiten bestimmt. Als maximales Emissionsrisiko wurde die Direkteinleitung der ungeklärten Abwässer angenommen, als minimales Emissionsrisiko die Ausbringung aller Abwässer als Dünger auf landwirtschaftlich genutzte Flächen. Für den letzten Fall ergibt sich ein direktes Emissionsrisiko von Null, da das Risiko bei den landwirtschaftlichen Flächen berücksichtigt wird.

Die Auswertung der Anschlussgrade nach Gemeinden in Verbindung mit Gewässerbegleitstreifen von jeweils 350 m von den Ufern (Abbildung 4) zeigt die unterschiedlichen Bedingungen im Innbach - Einzugsgebiet. Geringe Anschlussgrade bestehen vor allem im Bereich der linksufrigen Seitenbäche des Unterlaufes, sowie in einzelnen Abschnitten des Mittel- und Oberlaufes, hohe Anschlussgrade hingegen direkt im Bereich des unteren Innbaches und einzelnen Abschnitten der Seitenbäche.

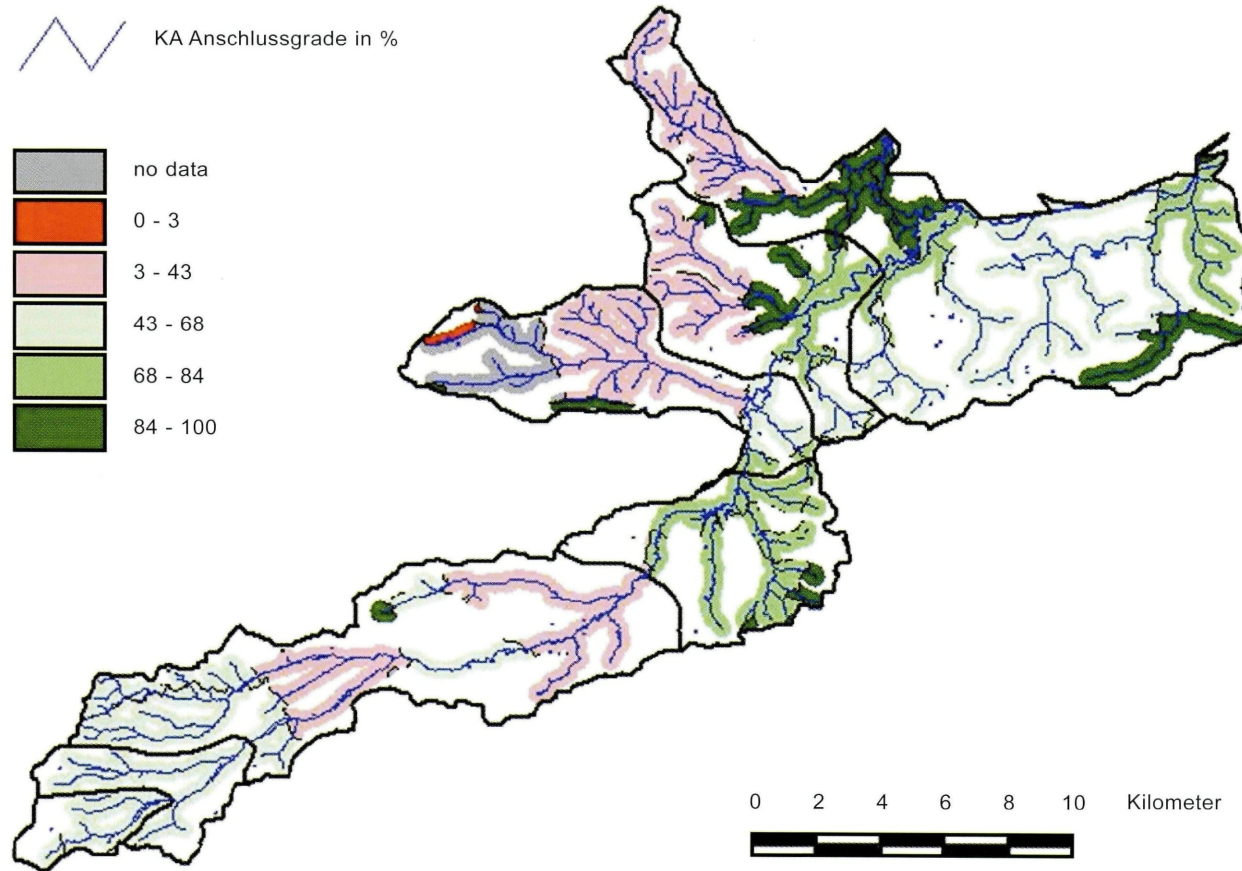


Abb.4: Anschlussgrade der Siedlungen im Entfernungsbereich von 350 m zum nächstgelegenen Oberflächengewässer. Datenbasis: Amt d. Oö. Landesregierung, eigene Auswertungen.

3.2.3 Abschätzung des Quellpotenzials im Bereich der Landwirtschaft

Für die Abschätzung des Emissionsrisikos aus landwirtschaftlichen Quellen lagen Informationen mit unterschiedlichen Qualitäten vor. Angaben über den Viehbestand waren nur als statistische Daten auf Gemeindeebene verfügbar. Bei Gemeinden mit einzugsgebietsübergreifenden Flächen erfolgte die Ermittlung des Viehbestandes linear zu den Anteilen landwirtschaftlicher Flächen in den Teileinzugsgebieten. Eine weitere räumliche Zuordnung dieser Daten war nicht möglich. Die Abschätzung des Anfalles an Stickstoff und Phosphor aus dem Viehbestand (Tabelle 5) erfolgte auf der Grundlage der Kennwerte nach Galler (1989).

Teileinzugsgebiet	Phosphor (t/a)	Stickstoff (t/Jahr)
1	99	364
2	84	294
3	11	39
4	116	377
5	118	438
6	16	57
7	4	14
Summe	446	1582

Tab.5: Durchschnittlicher jährlicher Anfall an Stickstoff und Phosphor aus der Viehhaltung im Innbach - Einzugsgebiet (in t pro Jahr)

Der gesamte Nährstoffanfall im Einzugsgebiet wird von der Tierhaltung dominiert, nur 1,5 % des Phosphors und 2,6 % des Stickstoffs stammen aus nicht angeschlossenen Haushalten. Die Gegebenheiten in den Teileinzugsgebieten weichen jedoch stark von diesem Durchschnittswert ab, die geringsten Anteile aus Haushalten fallen im Teileinzugsgebiet 2 und die höchsten in Teileinzugsgebiet 3 an (Abbildung 5).

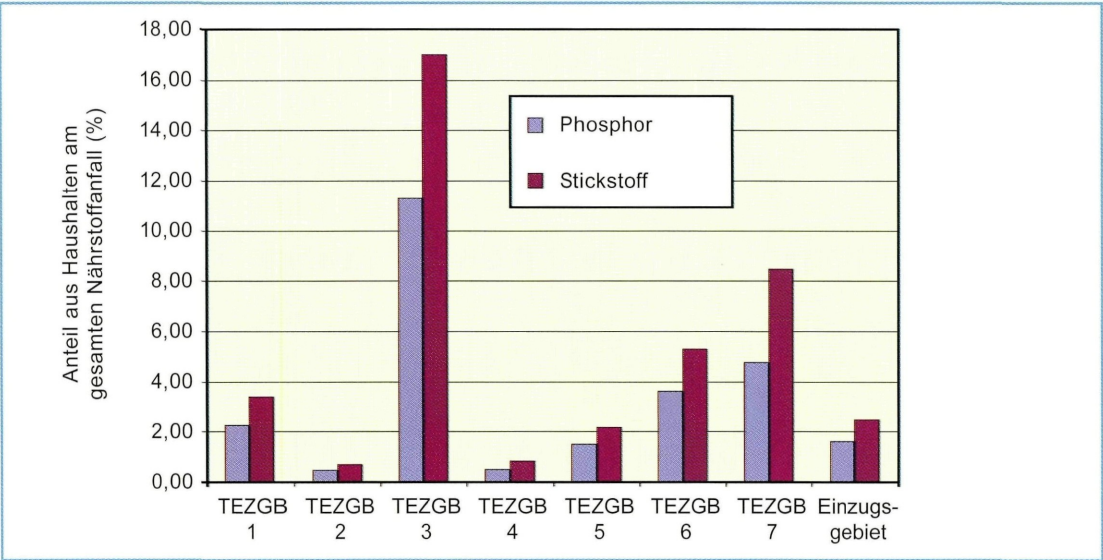


Abb.5: Anteile des Nährstoffanfalls aus nicht angeschlossenen Haushalten am gesamten Nährstoffanfall (in %).

Für die Verteilung der wesentlichen landwirtschaftlichen Kulturarten im Einzugsgebiet lagen detaillierte Auswertungen aus Satellitenbildern (**LANDSAT-5 TM**) für das Jahr 1998, ergänzt mit Auswertungen für das Jahr 1999 (**LANDSAT-7 ETM**), sowie hochauflösenden Satellitendaten zur Abgrenzung von Siedlungsflächen (**IRSC-1C PAN**) vor. Diese Datengrundlagen wurden im Rahmen des EU - Forschungsprojektes **ARSGISIP** erhoben und ausgewertet (Steinnocher, 2001). Durch die vergleichende Auswertung unterschiedlicher Datenquellen konnten bei der Bestimmung der wesentlichen Kulturarten ausreichend hohe Genauigkeiten erzielt und eine verbesserte Abgrenzung zu sonstigen Nutzungen erreicht werden (Abbildung 6 und Tabelle 6). Ergebnis der Landnutzungsklassifikation ist eine flächendeckende Information über die räumliche Verteilung der einzelnen Landnutzungskategorien im Einzugsgebiet (Abbildung 7). Die Aufbereitung der Informationen ermöglicht die Weiterverarbeitung und Auswertung mit anderen räumlichen Daten, wie beispielsweise dem Netz der Oberflächengewässer.

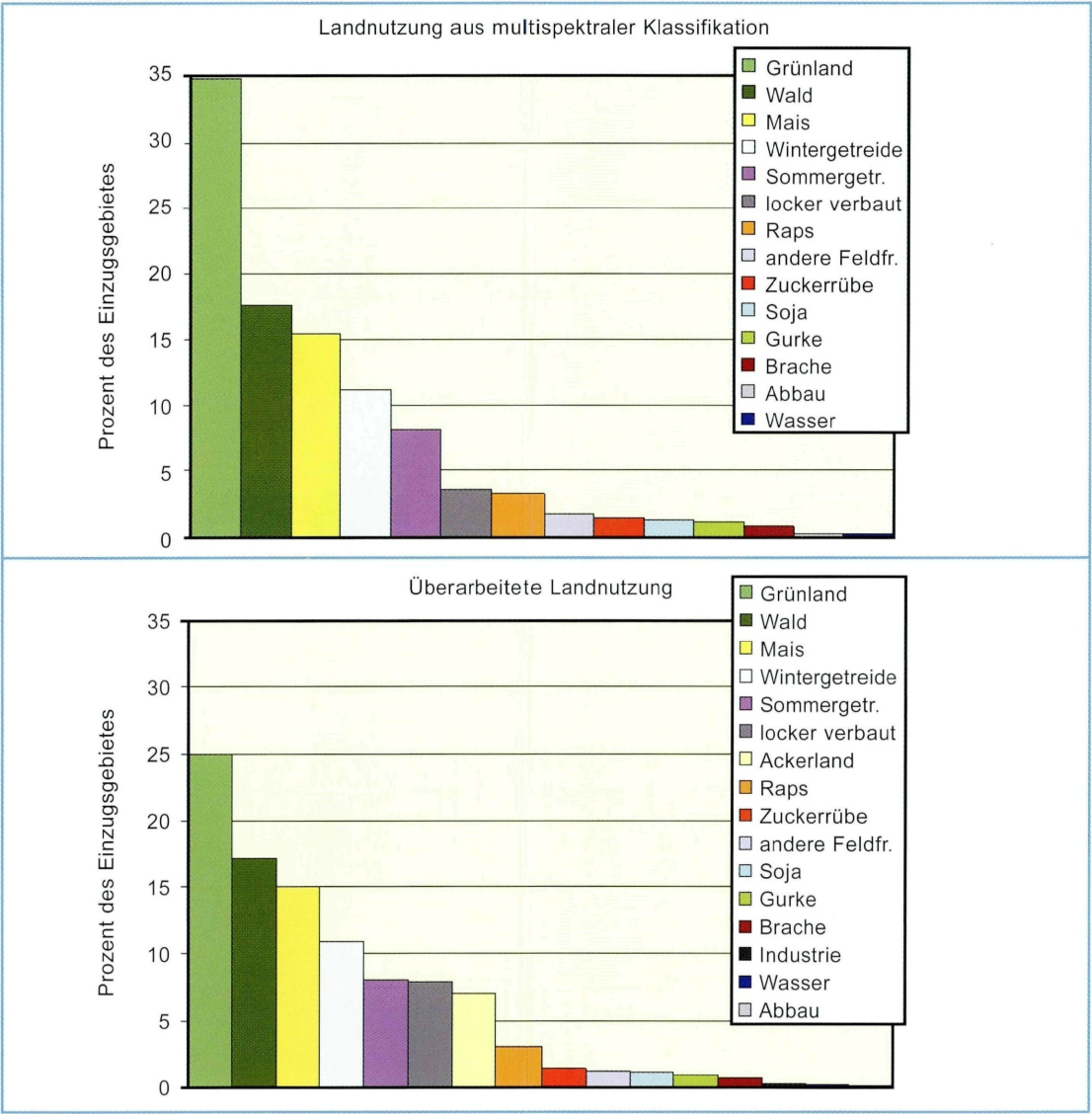


Abb.6: Vergleich der Zuordnung zu Landnutzungskategorien zwischen ursprünglicher Klassifikation und der Überarbeitung unter Verwendung zusätzlicher Daten

	Genauigkeit	Verwechslung mit
Sommergetreide	93%	
Wintergetreide	88%	
Mais	90%	Getreide
Zuckerrübe	89%	Mais
Gurke	60%	Mais, Hafer
Raps	58%	Getreide
Soja	56%	Mais, Hafer
Grünland	76%	Getreide, Mais

Tab.6: Abschätzung der Klassifikationsgüte nach der Überarbeitung

Die räumliche Verteilung der Landnutzung liefert in Verbindung mit Daten zur Bewirtschaftung und dem ertragsbezogenen Nährstoffbedarf (Resch, 1999) Informationen über die durchschnittlich ausgebrachten Nährstoffmengen (Tabelle 7) und die generelle Dynamik der Vegetationsdecken auf den einzelnen Flächen. Die Werte der durchschnittlichen Flächenerträge wurden den Angaben der Agrarstatistik für das Jahr 1995 auf Bezirksebene entnommen. Für den Feldgemüsebau konnten wegen der großen Zahl unterschiedlicher Kulturen keine Abschätzungen erfolgen. Die Bandbreiten des Nährstoffbedarfs liegen für Phosphor zwischen 2 und 50 kg pro ha und Kultur sowie für Stickstoff zwischen 15 und 275 kg pro ha und Kultur (Ruhr Stickstoff AG, 1987).

Teileinzugsgebiet	Phosphor (t/a)		Stickstoff (t/a)	
	Ackerland	Grünland	Ackerland	Grünland
1	178	107	766	449
2	60	46	264	192
3	51	56	236	235
4	55	27	249	114
5	107	85	499	358
6	17	21	79	90
7	8	13	36	54
Summe	476	355	2129	1492

Tab.7: Abschätzung des durchschnittlichen Bedarfes an Phosphor und Stickstoff im Pflanzenbau im Innbach - Einzugsgebiet, ohne Feldgemüsebau (in t pro Jahr)



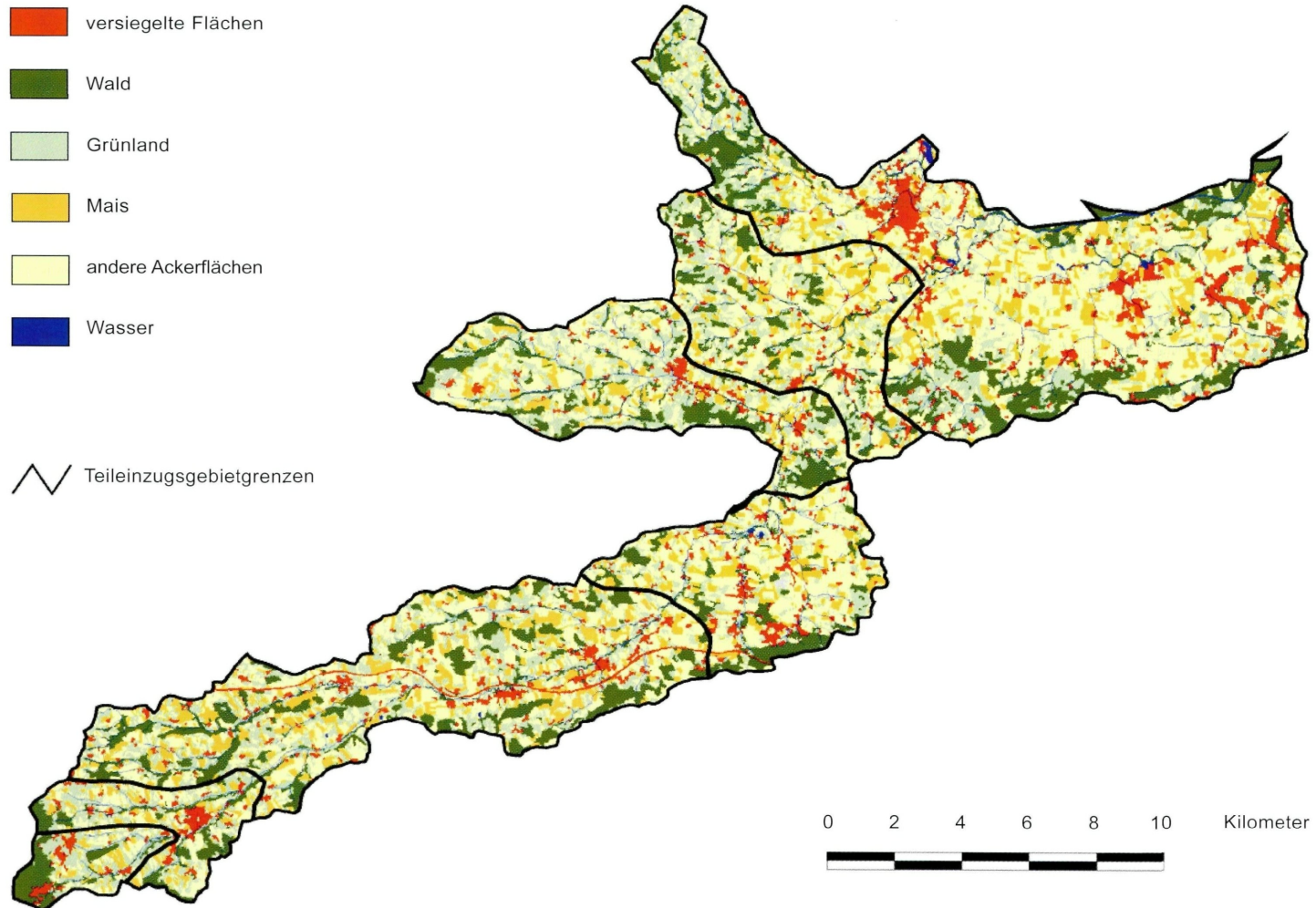


Abb.7: Landnutzungsklassifikation für das Einzugsgebiet des Innbachs im Jahre 1998.

Das Angebot an Nährstoffen aus der Tierhaltung und den nicht angeschlossenen Haushalten liegt im gesamten Einzugsgebiet niedriger als der Bedarf für den Pflanzenbau (ohne Feldgemüsebau). Zwischen den einzelnen Teileinzugsgebieten bestehen jedoch beträchtliche Unterschiede der Verhältnisse. Während im Teileinzugsgebiet 3 das Angebot nur rund 10 % des Bedarfes erreicht, übersteigt im Teileinzugsgebiet 4 speziell bei Phosphor das Angebot deutlich den Bedarf (Abbildung 8).

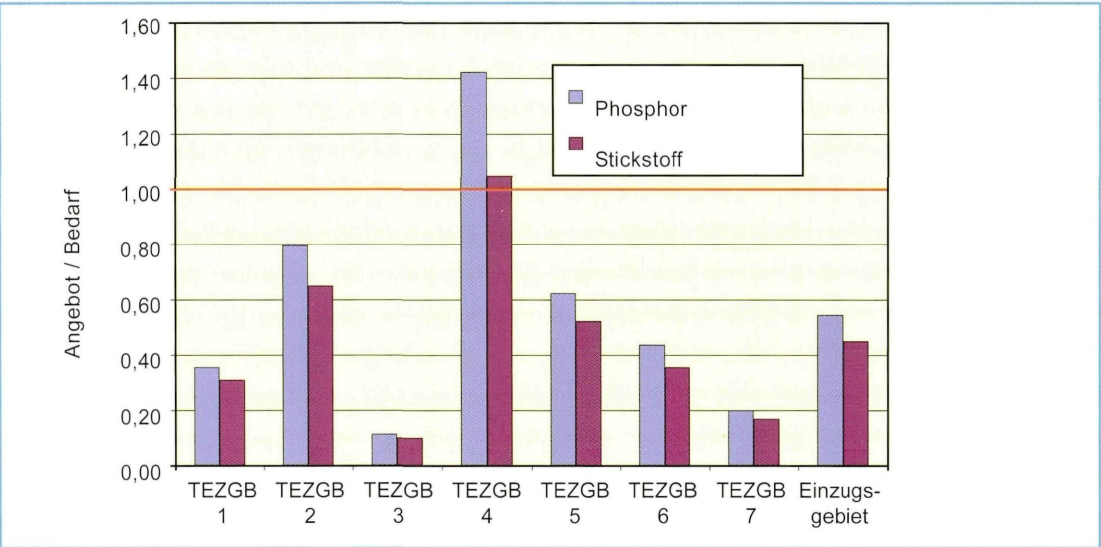


Abb.8: Verhältnisse zwischen Nährstoffangebot aus der Tierhaltung und dem Bedarf für den Pflanzenbau (ohne Feldgemüsebau), dargestellt für das gesamte Einzugsgebiet und für Teileinzugsgebiete

Die Abschätzung des Emissionsrisikos aus den landwirtschaftlichen Nutzflächen erfolgte unter Verwendung der Erosionsgleichung nach Schwertmann et al. (2000). Die Gleichung liefert in Verbindung mit den für das Einzugsgebiet vorliegenden Daten Richtgrößen für das Emissionsrisiko der einzelnen landwirtschaftlichen Kulturarten:

$$A=R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P$$

Wobei:

- A der mittlere jährliche Bodenabtrag, [t/ha.a]
- R der Regen- und Oberflächenabflussfaktor, [-]
- K der Bodenerodierbarkeitsfaktor, [-]
- L der Hanglängenfaktor, [-]
- S der Hangneigungsfaktor, [-]
- C der Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor, [-]
- P der Erosionsschutzfaktor ist.

Für die oben angeführten Parameter lagen keine Untersuchungen aus dem Einzugsgebiet des Innbaches vor, deshalb wurde auf Daten aus Schwertmann, Vogl und Kainz 1990 zurückgegriffen. Dabei handelt es sich um Daten für Bayern. Eingangsparameter zur Bestimmung der Faktoren waren aber Niederschlagsdaten oder geologische Daten aus dem Einzugsgebiet des Innbaches. Für eine Abschätzung des Erosionsrisikos ist dies zulässig, da die Verhältnisse in Bayern ähnlich jenen des Untersuchungsgebietes sind und keine absoluten Ergebnisse der Erosion gefordert sind.

Wesentliche Eingangsdaten dafür stammen aus der Landnutzungsklassifizierung und dem digitalen Höhenmodell. Die folgende Tabelle 8 zeigt eine Übersicht der verwendeten Faktoren.

Parameter	Definition	Einheit	Formel	Wert	Quelle
Bodenabtrag_A	Langjähriger mittlerer jährl. Bodenabtrag	t/ha.a	$A=R*K*L*S*C*P$		
Regenfaktor_R	Regen- und Oberflächenabflussfaktor	N/h.a	$0,141*Ns-1,48$	1100 mm JahresNd=90	Schwertmann et al. 1987
Bodenerodierbarkeitsfaktor_K	Standardisiert auf 22 m Hang mit 9% Gefälle und dauernde Schwarzbrache	th/ha.N		Auboden 0,35; Braunerde 0,3; Parabraunerde 0,65; Vergleite Braunerde 0,36; Redsina 0,2	Schwertmann et al. 1987
Hanglängenfaktor_L	Verhältnis des Bodenabtrages eines beliebigen Hanges mit beliebiger Länge zu dem Standardhang	-	$(1/22)^{m*s/9*Wurzel(s/9)}$	1,1 bei 25 m	Schwertmann et al. 1987
Hangneigungsfaktor_S	Verhältnis des Bodenabtrages eines beliebigen Hanges mit beliebiger Neigung zu dem Standarbehang	-		0-1° =0,09; 0-5° =0,59; 5-10° 2,7; 10-15 ° = 6,1	Schwertmann et al. 1987
Bedeckungs und Bearbeitungsfaktor_C	Kulturart	Teil-R % von R	Teil-C in %	gesCoffen in %	ges Cbedeckt in %
Bedeckungs und Bearbeitungsfaktor_C	Grünland wie Sommergetreide	73,2	1,8	2,4	2,4
Bedeckungs und Bearbeitungsfaktor_C	Soja wie Raps	76,6	7,2	14,7	7,6
Bedeckungs und Bearbeitungsfaktor_C	Mais	91,8	24,1	26,7	26,7
Bedeckungs und Bearbeitungsfaktor_C	MW W. Getreide	77,0	3,1	10,4	3,5
Bedeckungs und Bearbeitungsfaktor_C	MW S. Getreide	73,2	1,8	10,5	2,4
Bedeckungs und Bearbeitungsfaktor_C	Brache	80,0	80,0	100,0	100,0
Bedeckungs und Bearbeitungsfaktor_C	Gemüse wie Kartoffel	89,9	19,7	22,9	22,9
Bedeckungs und Bearbeitungsfaktor_C	Raps	76,6	7,2	14,7	7,6
Bedeckungs und Bearbeitungsfaktor_C	Zuckerrübe	95,2	19,4	21,0	21,0
Bedeckungs und Bearbeitungsfaktor_C	Gurke wie Gemüse	89,9	19,7	22,9	22,9
Erosionsschutzfakt_P	Schutzwirkung von Kontur- und Streifennutzung werden damit quantifiziert	-		vorläufig 1, durch Kontur- nutzung 0,5-0,6 d.h., Reduktion des Abtrages	

Tab.8: Faktoren zu Berechnung des mittleren jährlichen Bodenabtrages.



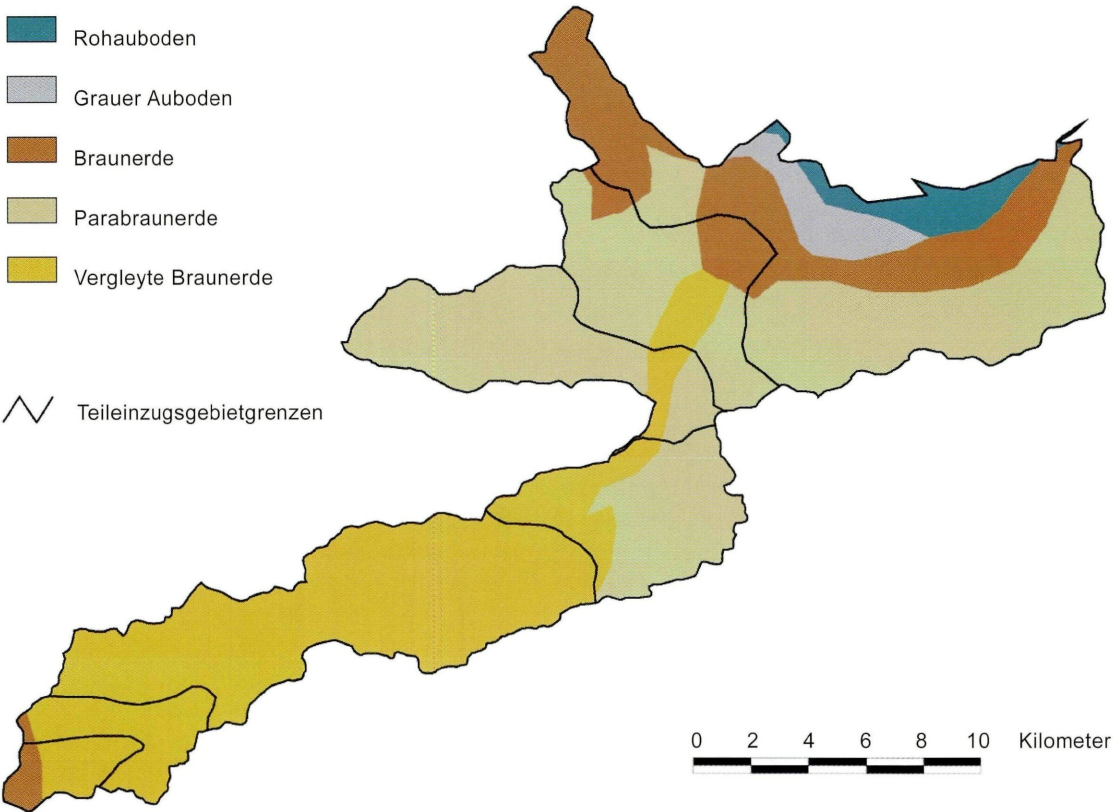


Abb.9: Die Bodenverhältnisse im Einzugsgebiet des Innbaches

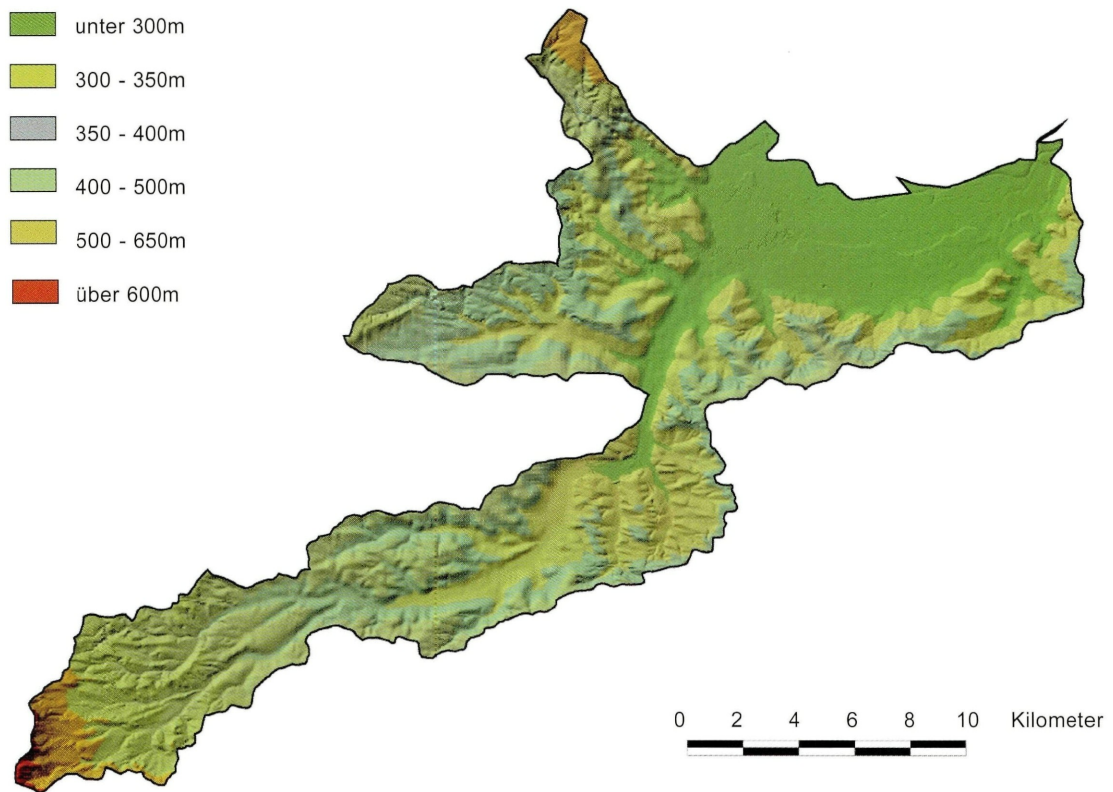


Abb.10: Das digitale Höhenmodell für das Einzugsgebiet des Innbaches

Der R-Faktor wird berechnet aus der Regenenergie und der Niederschlagsmenge. Er ist ein Maß für die Abtragsenergie des Regens. Wie die Tabelle 8 zeigt, wurde für den R-Faktor ein Wert von 90 unterstellt, dabei wurde ein Jahresniederschlag von 1100 mm zugrundegelegt. Es ist zwar nicht im ganzen Einzugsgebiet von einem einheitlichen Jahresniederschlag auszugehen. Ein Jahresniederschlag von 900 mm wirkt sich aber z.B. im R-Faktor nur mit einer Änderung auf 73 aus. Untersucht man die ABAG auf ihre Sensitivität bezüglich der Eingangsparameter, dann erkennt man unschwer, dass der Hangneigungsfaktor der entscheidende Parameter ist. Dies erlaubt eine Risikoabschätzung mit einem einheitlichen Niederschlag im gesamten Einzugsgebiet.

Der K-Faktor wurde aufgrund der Bodeninformationen im Einzugsgebiet und den Werten aus Schwertmann et al. (1987) gewählt und schwankt maximal zwischen 0,2 für Rendzina und 0,65 für Parabraunerde. Die Abbildung 9 zeigt die Bodenverhältnisse im Einzugsgebiet.

Der Hanglängenfaktor (L-Faktor) ist in unserem Fall auf die Auflösung des GIS-Rasters bezogen. Da ein Raster von 25x25 m verwendet wurde, ergibt sich ein Hanglängenfaktor von 1,1. Würde ein Raster von 100x100 m zugrundegelegt, was einer Vervierfachung der Länge entspräche, dann wäre der L-Faktor 2,1 nicht einmal verdoppelt worden. Dies zeigt schon, dass eine Veränderung der Hanglänge nicht den Effekt hat, speziell dann, wenn berücksichtigt wird, dass damit zumeist eine Verminderung der durchschnittlichen Hangneigung einhergeht. Der Hangneigungsfaktor wurde ebenfalls auf das 25x25m GIS - Raster bezogen und in 5 Neigungsklassen 0-1°, 1-5°, 5-10°, 10-15° und >15° eingeteilt. Der Hangneigungsfaktor schwankt dabei von 0,09 bis 13,25, dies ist ein Faktor 1:147, wodurch ein sehr großer Einfluss auf den Bodenabtrag gegeben ist. Die Hangneigung wurde vom Digitalen Höhenmodell (DHM), Abbildung 10, abgeleitet und ist in Abbildung 11 dargestellt.

Ein weiterer sehr wesentlicher Faktor zur Berechnung der Bodenerosion ist der Bedeckungs- und Bearbeitungsfaktor (C-Faktor), da jener neben dem Erosionsschutzfaktor als einziger Faktor durch die landwirtschaftliche Praxis verändert werden kann. Dieser C-Faktor wurde für drei unterschiedliche Fälle angewendet.

Der sogenannte Teil-C-Faktor spiegelt den C-Faktor für die Vegetationsperiode wider. Der C-Faktor ist immer als Prozent im Vergleich zur Schwarzbrache aufzufassen. Für die Berechnung des mittleren Bodenabtrages während dieser Zeit muss auch ein Teil-R-Faktor verwendet werden, der die Prozent der Niederschläge während der Vegetationszeit berücksichtigt.

Der sogenannte gesC-offen-Faktor gibt die Prozent des Bodenabtrages im Vergleich zur Schwarzbrache an, wenn also nach der Vegetationsperiode keine Bedeckung des Bodens erfolgt. Dieser Faktor bezieht sich auf ein ganzes Jahr und nicht nur wie der Teil-C-Faktor auf die Vegetationsperiode. Im Unterschied dazu ist der gesC-bedeckt-Faktor dadurch charakterisiert, dass nach der Vegetationsperiode eine Bedeckung mit Grünbrache oder Zwischenfrucht erfolgt. Als Basis für die räumliche Verteilung der Kulturarten dient die Landnutzungsklassifizierung (Abbildung 7).

Der Erosionsschutzfaktor (P-Faktor) bezieht sich auf die Art der Kontur- und Streifennutzung. Konturnutzung bedeutet, dass Bodenbearbeitung und Saat- bzw. Pflanzenreihen quer zum Hang verlaufen. Streifennutzung bedeutet, dass 1,2 m breite Streifen einer dichten Kultur (z.B. Wintergerste) im Abstand von 20-40 m quer zum Hang in einer Reihenkultur eingesät werden, oder es werden abwechselnd Streifen von erosiven und nicht erosiven Kulturen angebaut (z.B. Mais und Gras). Durch eine horizontale Pflug- und Saatrichtung liegt bei einer Hanglänge unter 40 m und einer Hangneigung von 9-12 % der P-Faktor nach Schwertmann, Vogl und Kainz (2000) bei 0,6. Dies würde eine Reduktion des Bodenabtrages von 40 % bedeuten. Der P-Faktor liegt bei einer Hanglänge von max. 80 m und einer Hangneigung von 9-12 % mit einer maximalen Streifenbreite von 25 m bei 0,45 (Schwertmann, Vogl und Kainz 2000). Dies entspräche einer Reduktion des Bodenabtrages von 55 %. Da für das Einzugsgebiet keine Information über die Konturnutzung vorlag, wurde der P-Faktor für die Risikoabschätzung mit 1 angenommen, wodurch kein Einfluss auf den Bodenabtrag unterstellt wurde.

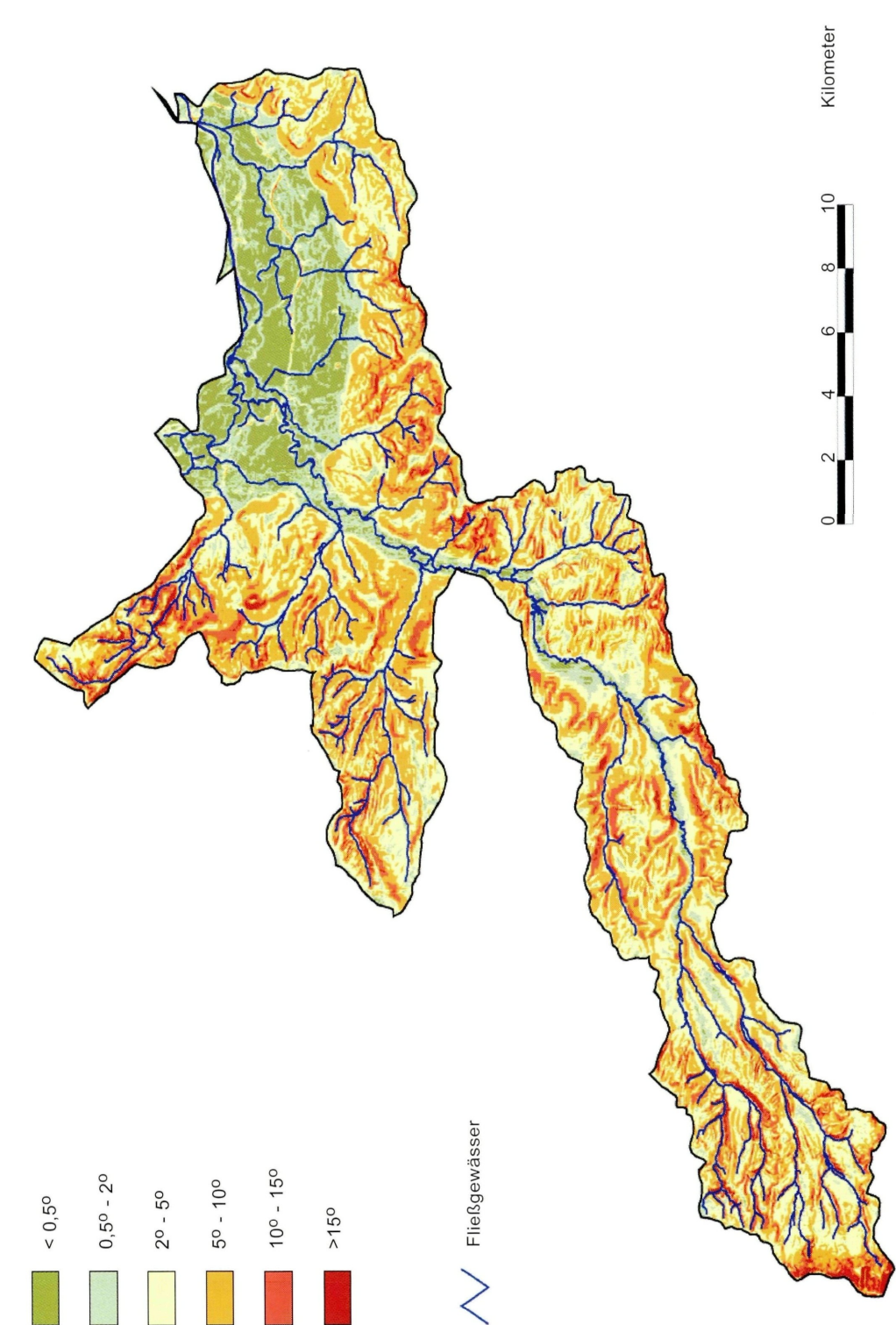


Abb. 11: Die Hangneigungen im Einzugsgebiet des Innbachs

3.2.4 Ergebnisse zum Erosionsrisiko

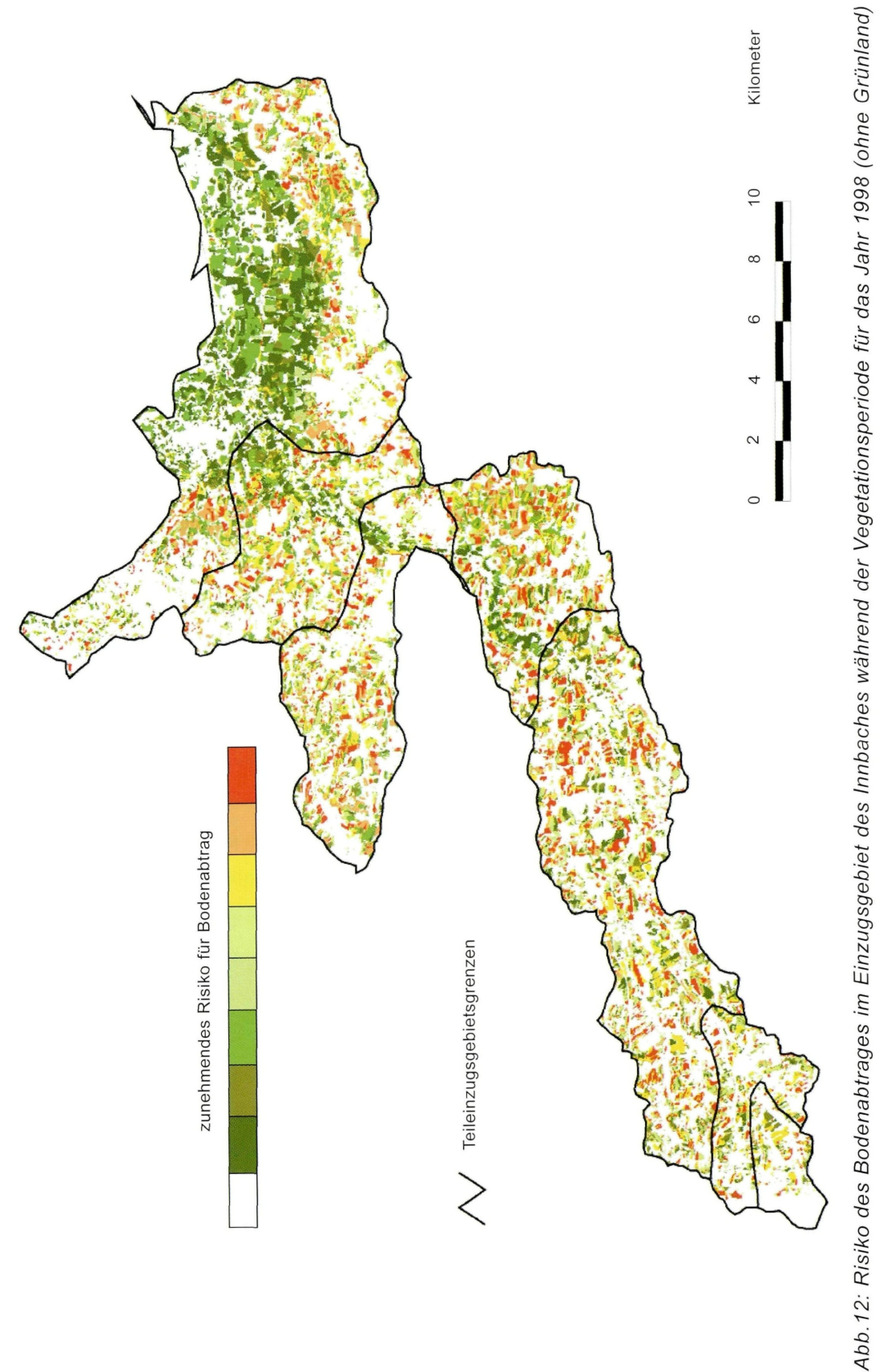
Die Abbildung 12 zeigt das Risiko des Bodenabtrages im gesamten Einzugsgebiet des Innbaches, das mit den oben angenommenen Faktoren berechnet wurde, vorausgesetzt, es wird nur die Vegetationsperiode betrachtet.

Die Abbildung 13 zeigt das Risiko des Bodenabtrages über das ganze Jahr 1998 betrachtet, wenn nach der Vegetationsperiode keine Bedeckung der Flächen erfolgt. Die Abbildung 14 zeigt das Risiko des Bodenabtrages für das Jahr 1998, wenn nach der Vegetationsperiode eine Bedeckung der Bodenfläche erfolgt wäre.

Um den Effekt der Begrünung nach der Ernte zu zeigen, wurde die Differenz aus dem Risiko mit und ohne Bedeckung nach der Vegetationsperiode berechnet (siehe Abbildung 15).

Durch angepasste Bewirtschaftungsweisen könnten im Extremfall bis 70 t/ha.a an Bodenmaterial zurückgehalten werden. Unter durchschnittlichen Bedingungen liegt die Reduktion zwischen 5 und 25 t/ha.a. Was dies für den Stickstoffbedarf bedeuten würde, zeigt folgende Überlegung: Wenn von einem mittleren Gehalt von rund 0,18 % N im Boden in einer Tiefe von 0 - 20 cm ausgegangen wird ergibt dies bei 5 bis 25 t/ha.a Bodenerosion einen Verlust an Stickstoff von rund 9 -45 kg N/ha.a, was in der Landwirtschaft bei Kosten von rund 0,18 EUR/kg N (mit 27% Stickstoff; Lt. Ernst Mairinger Lagerhausgenossenschaft OÖ, telefonische Mitteilung) mit 6 bis 30 EUR/ha zu Buche schlägt, im Extremfall fast 87 EUR/ha. Diese Verluste könnten durch gezielten Zwischenfruchtanbau eingespart werden.

Ob im Einzugsgebiet nach der Vegetationsperiode oder der Ernte eine Begrünung bzw. Zwischenfruchtfolge der Ackerflächen stattgefunden hat, kann aufgrund der zur Verfügung stehenden Daten nicht beantwortet werden (vgl. Landnutzungsklassifikation). Die oben angestellte Überlegung zeigt aber deutlich, dass allein kurzfristige betriebswirtschaftliche Gesichtspunkte für die gezielte Minderung des Erosionsrisikos sprechen.



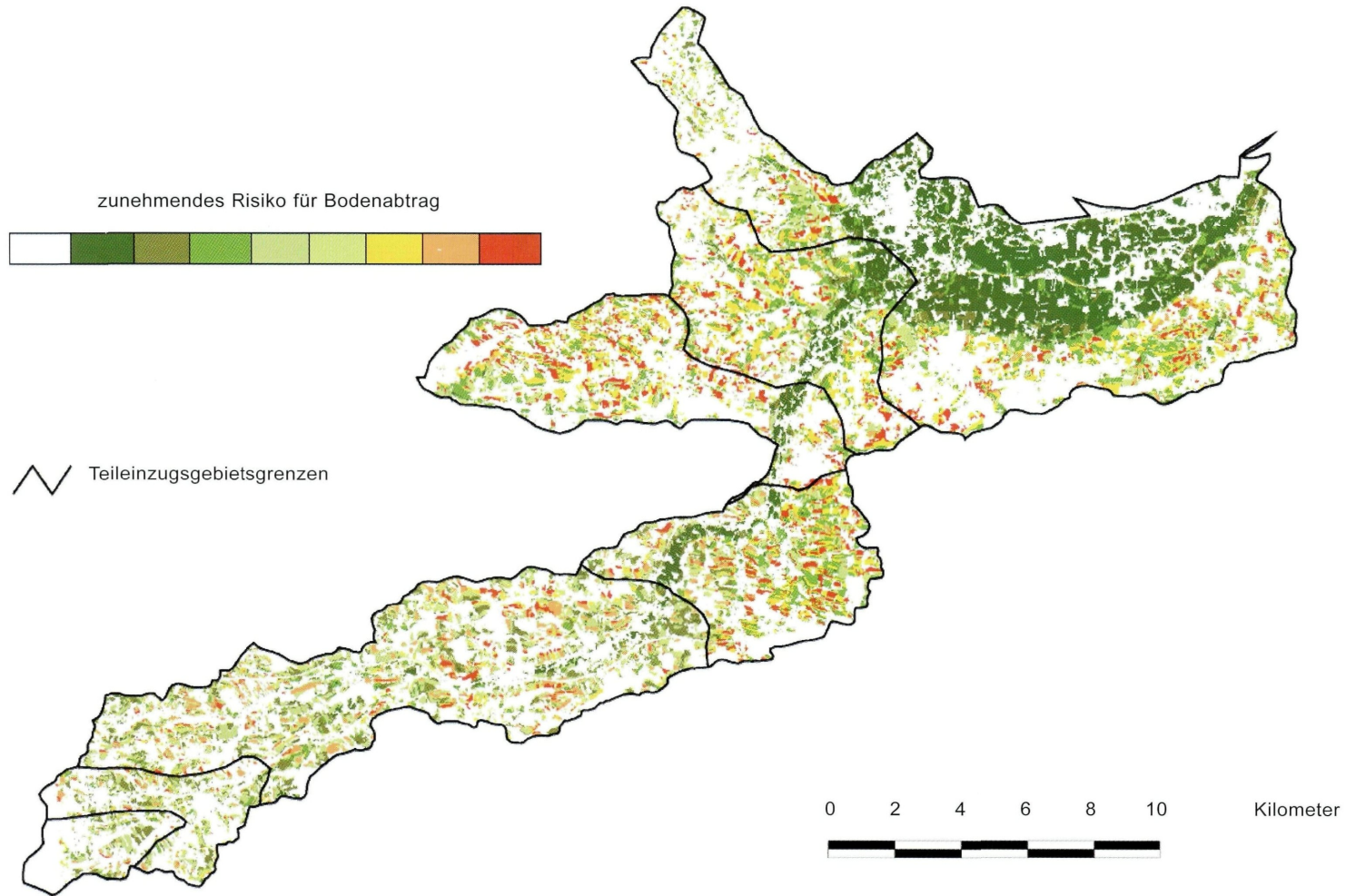


Abb.13: Risiko des Bodenabtrages im Einzugsgebiet des Innbachs, ohne Bedeckung nach der Vegetationsperiode für das Jahr 1998 (ohne Grünland)

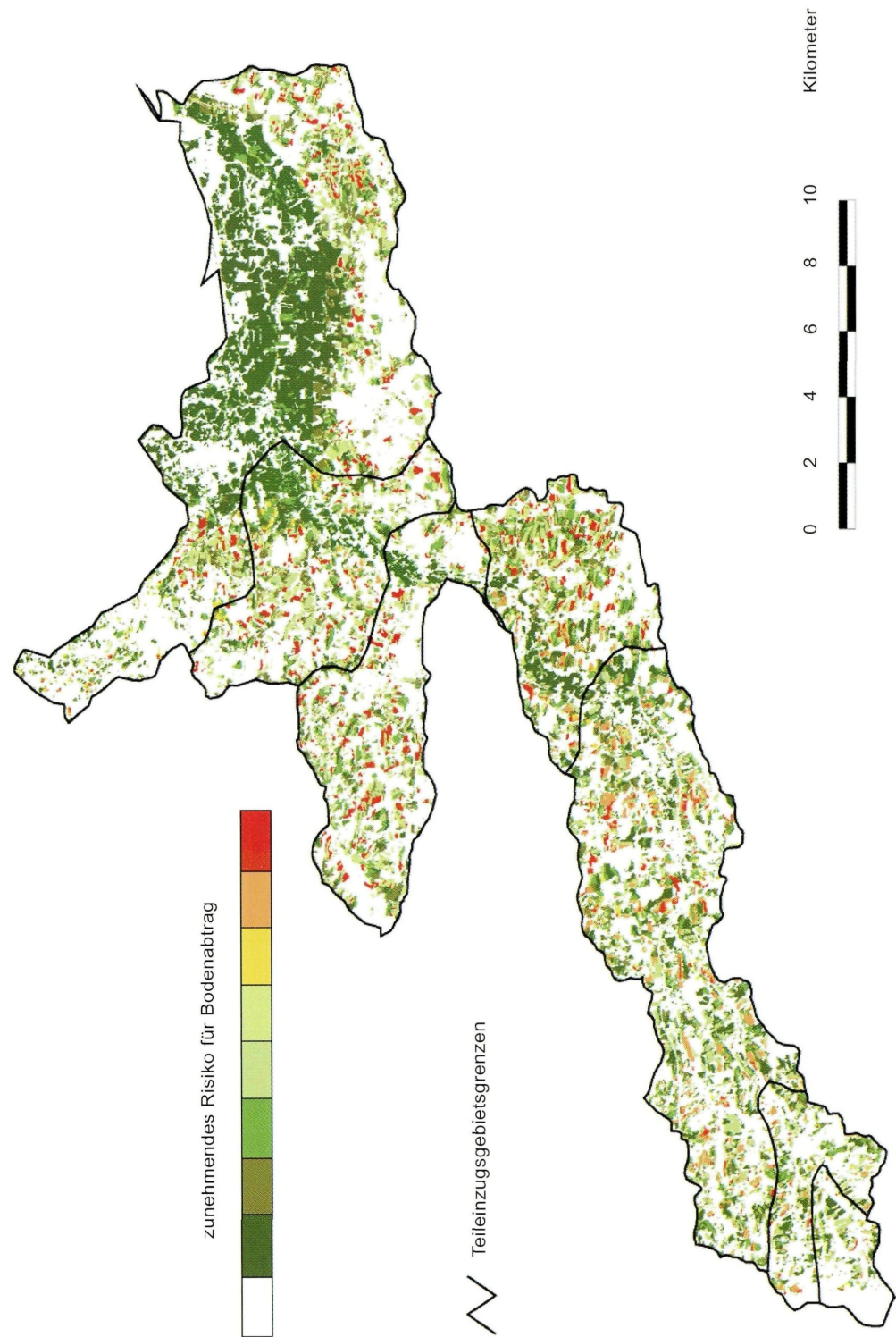


Abb. 14: Risiko des Bodenabtrages im Einzugsgebiet des Innbaches, mit einer Bedeckung nach der Vegetationsperiode, für das Jahr 1998 (ohne Grünland)

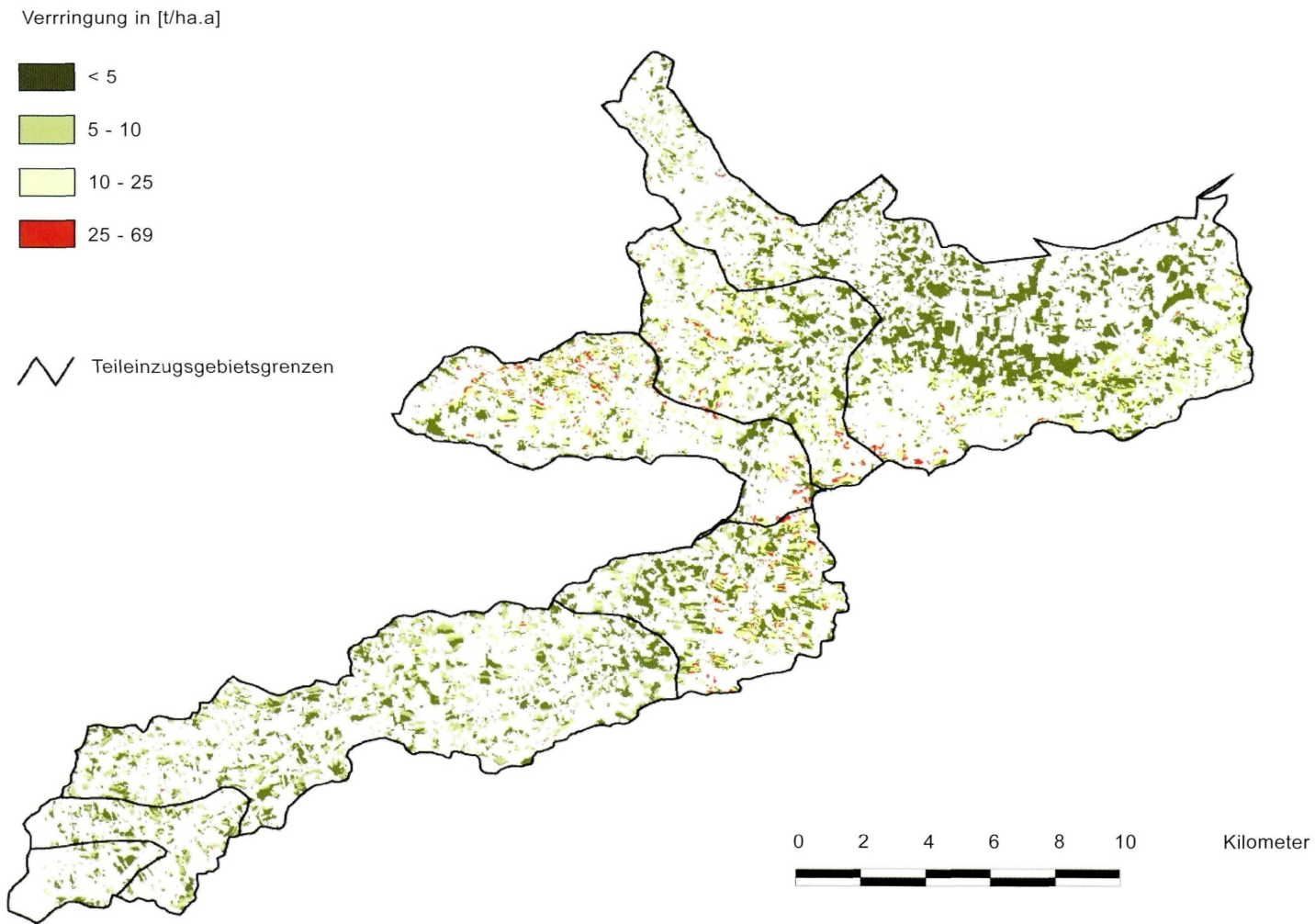


Abb.15: Verringerung des Bodenabtrages im Einzugsgebiet des Innbachs, durch eine Bedeckung nach der Vegetationsperiode, für das Jahr 1998 (ohne Grünland)

3.3 Verbindungsrisiko

3.3.1 Merkmale des Verbindungsrisikos

Das Risiko für direkte Einträge von Nährstoffen aus diffusen Quellen wird durch die Distanz zwischen Quelle und Oberflächengewässer sowie die Transportbedingungen auf dieser Strecke beeinflusst. Vereinfacht sinkt das Risiko mit zunehmender Transportdistanz und zunehmendem Transportwiderstand (Morgan, 1999). Die Einflussgrößen des Transportwiderstandes stehen in engem Zusammenhang mit der Art der Verfrachtung. Relevante Verfrachtungen können durch den Wind (= trockene Verfrachtung) und durch Wasser (= nasse Verfrachtung) verursacht werden. Bei trockener Verfrachtung bestimmen vor allem Höhe und Dichte des Pflanzenbewuchses den Transportwiderstand (Geiger, 1961). Der Transportwiderstand bei nasser Verfrachtung wird vor allem durch die Geländeneigung, die Oberflächenbeschaffenheit des Geländes, den Bewuchs sowie kulturtechnische Maßnahmen (z.B. Entwässerungsanlagen, Terrassen, Rückhaltebecken) beeinflusst. Beim Oberflächentransport sind die Prozesse bei durchschnittlichen Regenereignissen von den Prozessen bei Starkregen und Schneeschmelze zu unterscheiden. Bei durchschnittlichen Regenereignissen wird die Verfrachtung durch die Lockerung und Spritzverfrachtung von Oberflächenpartikeln durch den Aufschlag von Regentropfen auf die Oberfläche bestimmt. Starkregen und Schneeschmelze führen zu Oberflächenabfluss, wenn die Infiltrationskapazität der Böden überschritten wird (Morgan, 1999).

Abweichend von diesen Bedingungen stellt sich die Situation für Siedlungsabwässer dar. Hier wird das Verbindungsrisiko durch Direkteinleitungen von einzelnen Objekten und durch die Lage von Kanalsträngen bestimmt. Das Risiko der Direkteinleitung ist für Objekte im Uferbereich der Oberflächengewässer am höchsten, da die Verlegung von Abflussrohren nur im geringen Ausmaß kontrolliert werden kann. Mit zunehmender Entfernung der Gebäude vom Uferbereich sinkt das Risiko der Einleitung. Die Veränderung des Risikos wird dabei nicht alleine von der Entfernung sondern auch von den Grundbesitzverhältnissen beeinflusst. Die Entfernung vom Ufer nimmt hingegen Einfluss auf das Risiko über die Kosten für die Errichtung und den Erhalt von Leitungen und Gräben. Durch unterschiedliche Grundbesitzverhältnisse wird das Risiko über die rechtlichen Möglichkeiten der Leitungserrichtung (z.B. erforderliche Zustimmung der betroffenen Grundeigentümer) beeinflusst. Bei Kanalsträngen wird das Verbindungsrisiko durch die Entfernung zum Oberflächengewässer und die Durchlässigkeit des Untergrundmaterials bestimmt. Unter Berücksichtigung der Versickerungsprozesse nimmt bei durchlässigem Untergrund das Risiko mit zunehmender Entfernung von den Ufern der Fließgewässer ab.

Eine Basiskenngröße für das Verbindungsrisiko stellt demnach die Entfernung zwischen Oberflächengewässer und den diffusen Quellen dar.

Im Innbach - Einzugsgebiet ist der überwiegende Anteil der Flächen weniger als 1000 m vom nächstgelegenen Oberflächengewässer entfernt (Abbildung 16). 52 % der Flächen befinden sich innerhalb von 250 m zum nächstgelegenen Oberflächengewässer und 80% innerhalb von 500 m.

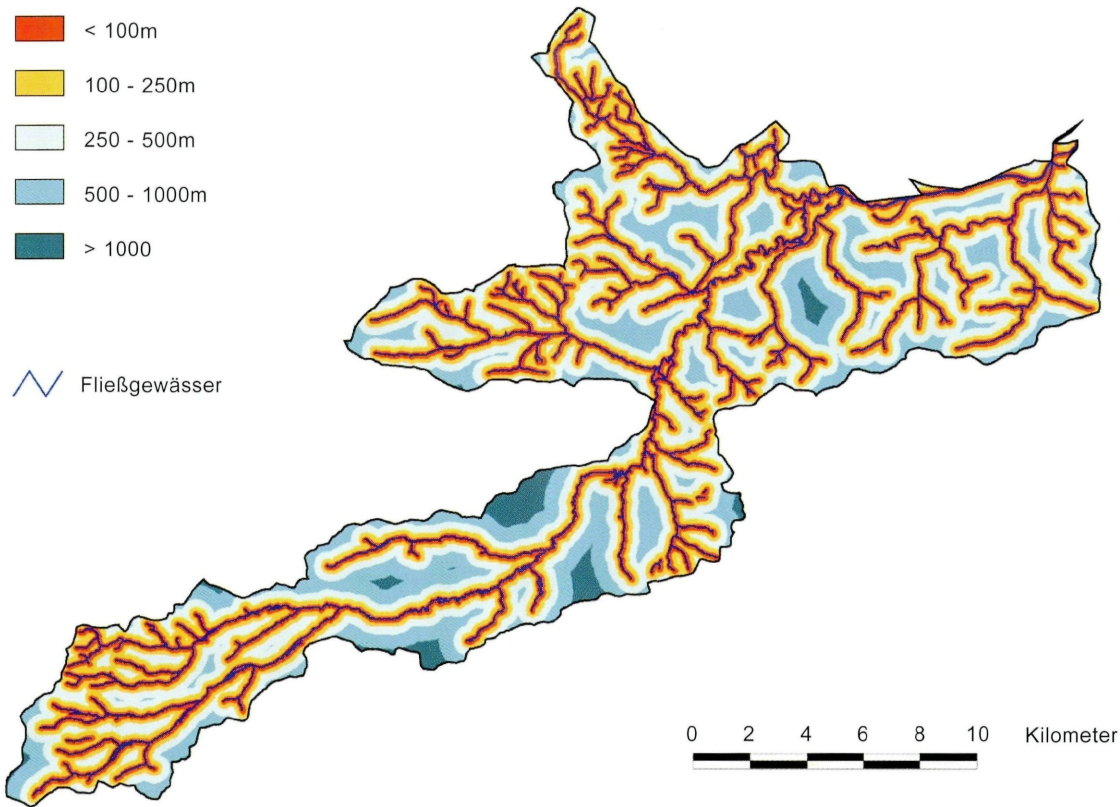


Abb.16: Mittlere Entfernung zu Fließgewässern im Einzugsgebiet des Innbaches

3.3.2 Verbindungsrisiko für Siedlungsabwässer

Wie im einleitenden Kapitel zum Verbindungsrisiko ausgeführt, besteht bei Siedlungen im Nahbereich von Oberflächengewässern ein Verbindungsrisiko für den Eintrag von kommunalen Abwässern. In Abbildung 17 sind alle Siedlungsgebiete im Entfernungsbereich von 100 m von den Oberflächengewässern dargestellt. Es ist erkennbar, dass große Teile des Gewässernetzes im Nahbereich von Siedlungen liegen. Da die Kanalsysteme der Abwasserreinigungsanlagen überwiegend jüngeren Datums sind (Amt der OÖ. Landesregierung, 2000), führt diese Darstellung zu einer Überschätzung des Verbindungsrisikos. Die Berücksichtigung der Anschlussgrade (Abbildung 18) zeigt, dass das Verbindungsrisiko vor allem in Bereichen der Teileinzugsgebiete 3 und 5 zu berücksichtigen ist.

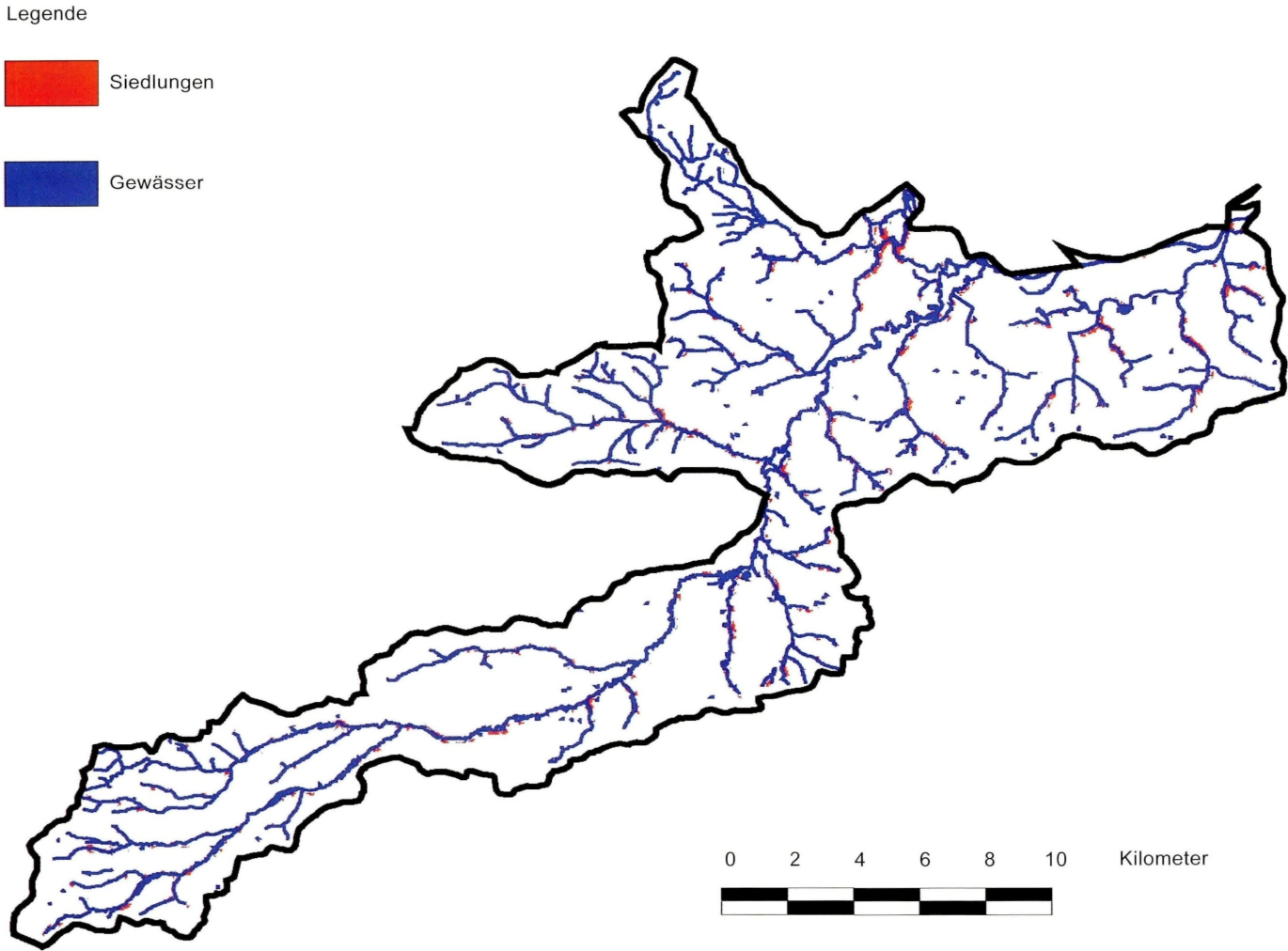


Abb.17: Siedlungen in einem Abstand von maximal 100 m zum nächsten Gewässer

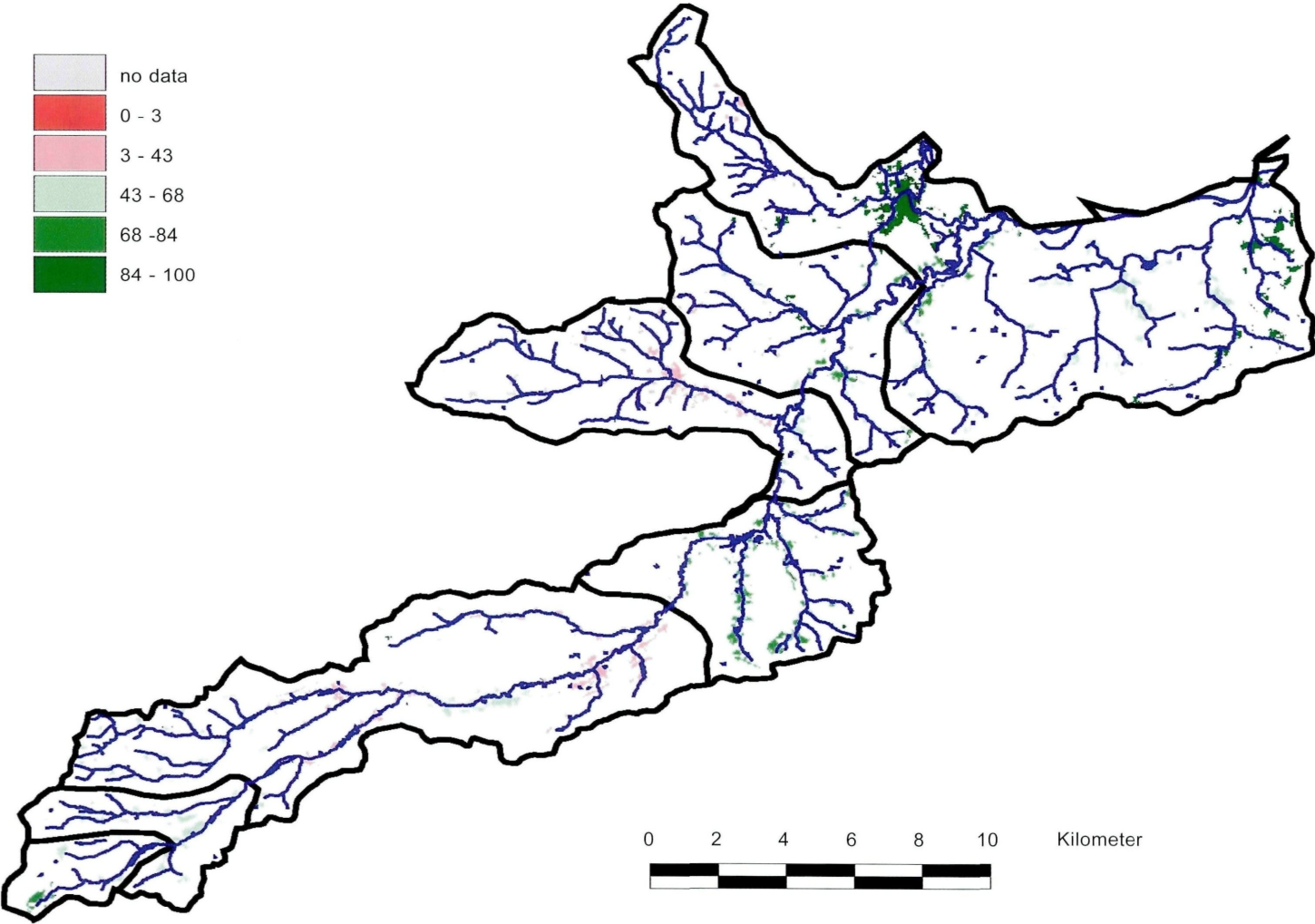


Abb.18: Anschlussgrad in Bezug zur Siedlungsverteilung

3.3.3 Verbindungsrisiko für den Bereich Landwirtschaft

Das Verbindungsrisiko hängt wesentlich von der Entfernung unterschiedlicher Landnutzungstypen (Acker, Grünland und Wald) zum nächstgelegenen Fließgewässer ab. Da die Nutzungen im Einzugsgebiet mosaikartig verteilt sind (vgl. Abbildung 7), kann dies nur über die Anteile der Nutzungstypen in den einzelnen Entfernungszonen vom jeweils nächstgelegenen Fließgewässer beantwortet werden. Dafür wurden das Einzugsgebiet bis zu einer Entfernung von 500 m in jeweils 50 m Zonen unterteilt und die Landnutzungen ausgewertet. Bereiche über 500 m wurden zusammenfassend ausgewertet.

Ackerflächen erreichen die höchsten Anteile in den Entfernungszonen über 50 m von den Fließgewässern (Abbildung 19). Die maximalen Anteile liegen zwischen 45 % (Teileinzugsgebiet 7) und 63 % (Teileinzugsgebiet 4). In Entfernungen über 300 m sinken die Anteile vor allem in den Teileinzugsgebieten 3 und 7 deutlich ab. In der Entfernungszone bis 50 m weisen die Teileinzugsgebiete deutliche Unterschiede auf. Die niedrigsten Anteile (rund 16 %) finden sich in den Teileinzugsgebieten 6 und 7, die höchsten (rund 44 %) in den Teileinzugsgebieten 2 und 4.

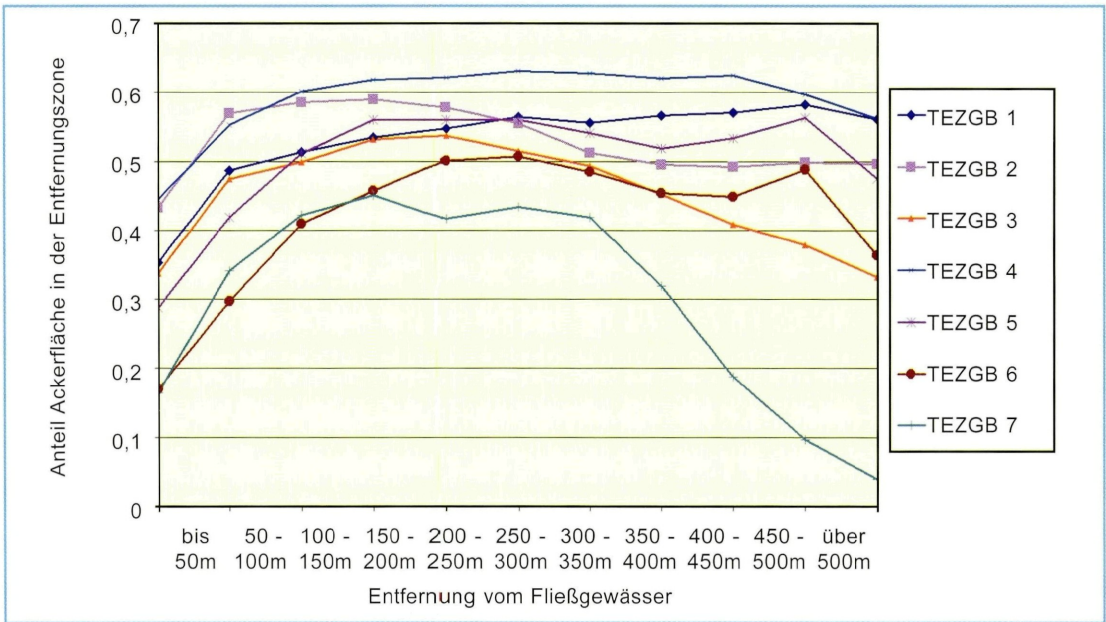


Abb.19: Anteile der Ackerflächen an den Gesamtflächen in den einzelnen Entfernungszonen vom jeweils nächstgelegenen Fließgewässer berechnet, ausgewertet nach Teileinzugsgebieten (TEZGB)

Grünland weist in den Entfernungszonen über 50 m Anteile zwischen 15 % und 35 % auf (Abbildung 20). Diese Anteile bleiben in diesen Entfernungszonen in den Teileinzugsgebieten 1 bis 6 relativ konstant, nur im Teileinzugsgebiet 7 sinken die Anteile in Entfernungszonen über 350 m deutlich ab. In der Entfernungszone bis 50 m nehmen die Anteile vom Oberlauf (Teileinzugsgebiet 7 mit 51 %) bis zum Unterlauf (Teileinzugsgebiet 1 mit 22%) tendenziell ab.

Waldflächen weisen in den Entfernungszonen zwischen 50 m und 300 m mit 8% bis 18 % die geringsten Flächenanteile auf (Abbildung 21). In Entfernungen über 300 m nehmen die Waldanteile vor allem in den Teileinzugsgebieten 6 und 7 deutlich zu. In der Entfernungszone bis 50 m liegen die Anteile der Waldflächen zwischen 18 % (Teileinzugsgebiet 4) und 31 % (Teileinzugsgebiet 6). Ein systematischer Zusammenhang mit dem Längsverlauf des Innbaches ist nicht erkennbar.

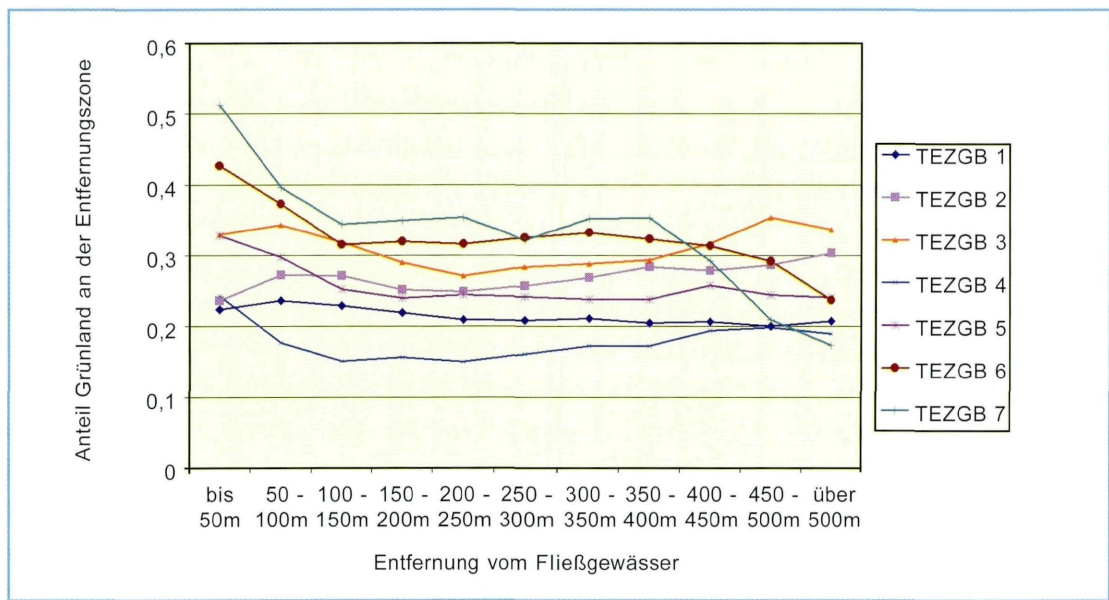


Abb.20: Anteile der Grünlandflächen an den Gesamtflächen in den einzelnen Entfernungszonen vom jeweils nächstgelegenen Fließgewässer, ausgewertet nach Teileinzugsgebieten

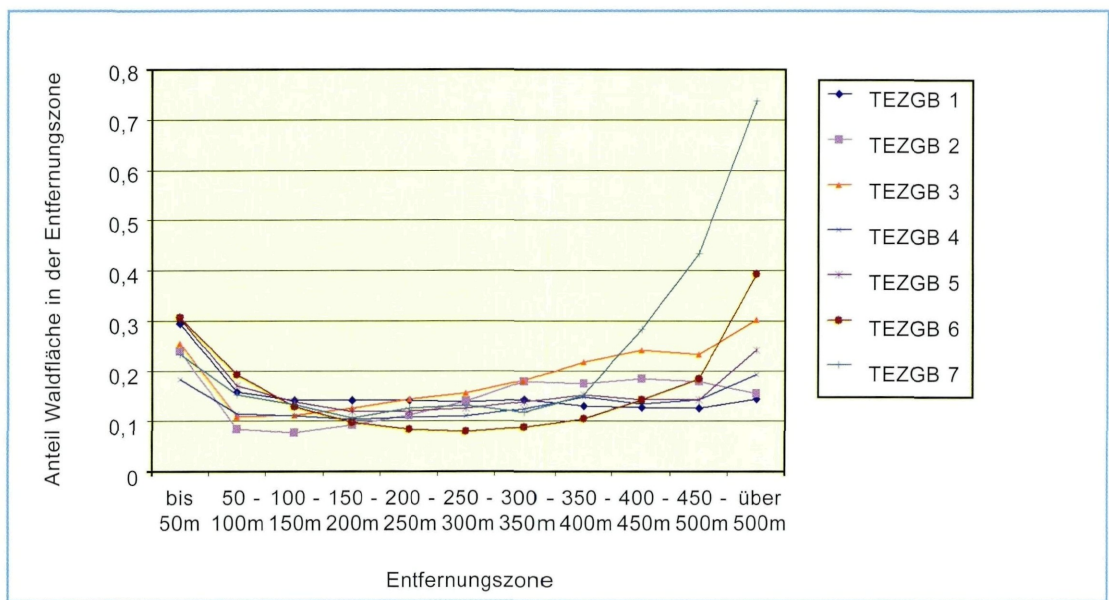


Abb.21: Anteile der Waldflächen an den Gesamtflächen in den einzelnen Entfernungszonen vom jeweils nächstgelegenen Fließgewässer, ausgewertet nach Teileinzugsgebieten

Die kleinräumige Verflechtung zwischen den verschiedenen landwirtschaftlichen Nutzungen wird durch Abbildung 22 verdeutlicht. Aus Gründen der Übersichtlichkeit wurde nur ein Ausschnitt der Entfernungszonen bis 350 m gewählt und nur Grünland, Mais und Wintergetreide auf Flächen mit einer Hangneigung über 5 Grad dargestellt.

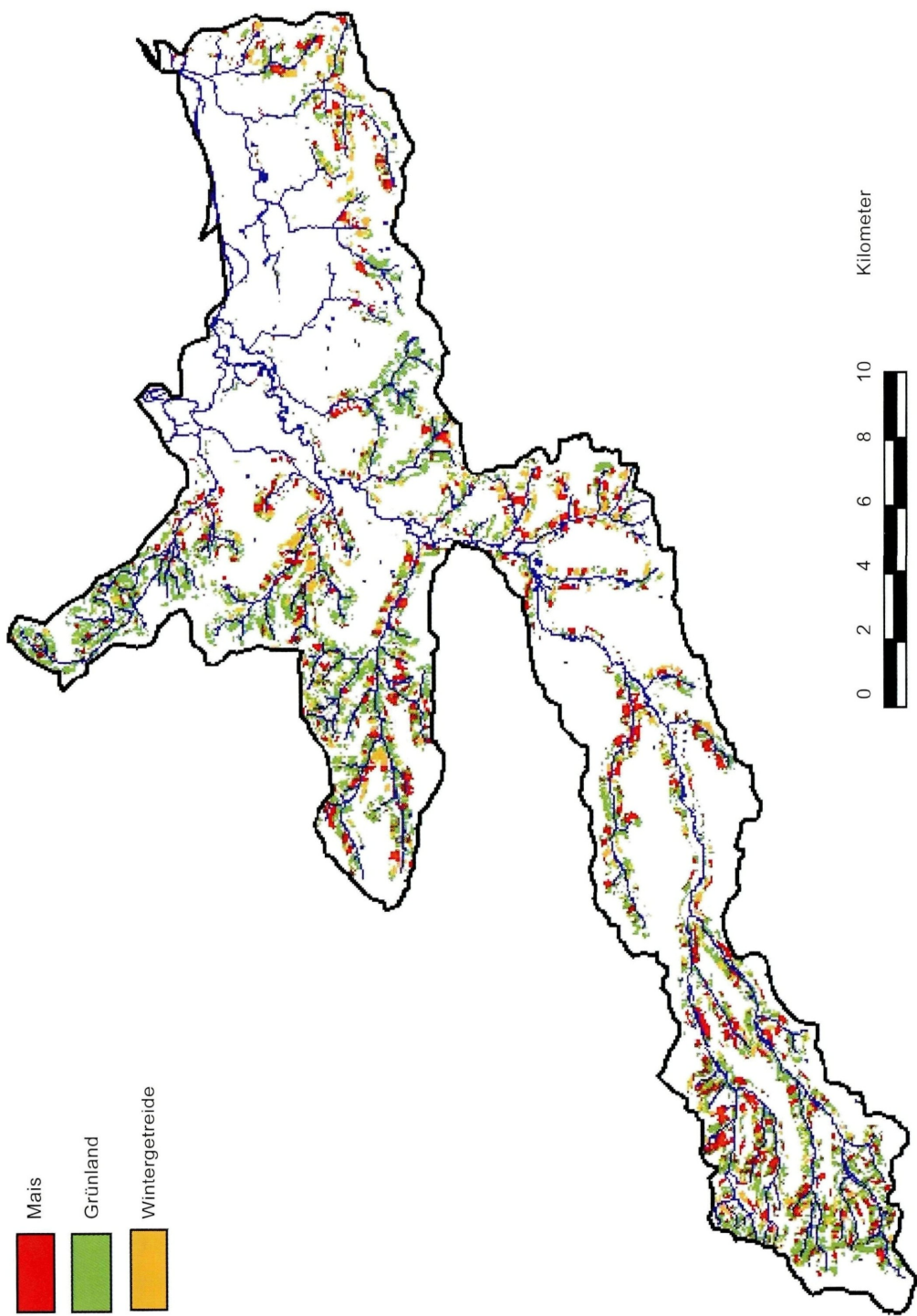


Abb. 22: Grünland, Mais und Wintergetreide in einer maximalen Entfernung von 350 m und auf einer Hangneigung größer 5 Grad.

Eine summative Abschätzung des Verbindungsrisikos (Tabelle 9, Abbildungen 23 und 24) wurde für Grünland- und Ackerflächen unter Verwendung der digitalen Raumdaten durchgeführt. Ausgehend vom Ansatz des TOPMODELS (Beven, 1997) wurden die Verbindungsrisiken für die Teileinzugsgebiete auf einem 25 m Rasterzellennetz berechnet. Die Verbindungswahrscheinlichkeit (PV) wurde über die widerstandsgewichtete (k) Oberhangflächen (a) und den Tangens der Hangneigungen (tan b) berechnet:

$$PV = \ln (k.a / \tan b)$$

Die Gewichtung des Widerstandes erfolgte unter der Annahme eines ausschließlichen Oberflächenabflusses und eines Abflusses über Drainsysteme. Die Ereignisgröße wurde durch den Umsatz von Stickstoff und Phosphor der agrarischen Nutzung mit bekannten Kennwerten bestimmt. Berechnet wurde das Risiko für die gesamten Teileinzugsgebiete und für die Entfernungszonen bis 350 m. Die Ergebnisse der Einzelberechnungen wurden auf den jeweiligen Maximalwert normiert, das Gesamtrisiko wurde als Produkt der Einzelrisiken ermittelt.

RisikoTabelle bezogen auf Teileinzugsgebiete							
Tezgb	1	2	3	4	5	6	7
Drain FlowAcc normiert auf Tezgb 5 bis 350m	89	96	94	90	100	87	88
Grünland FlowAcc normiert auf Tezgb 5 bis 350m	89	94	93	95	100	85	85
N Risiko normiert auf Tezgb 5 bis 350m	71	81	93	88	100	99	97
P Risiko normiert auf Tezgb 7 bis 350m	80	84	82	81	89	90	100
Drain FlowAcc normiert auf Tezgb 2	91	100	96	97	98	88	89
Grünland FlowAcc normiert auf Tezgb 4	90	95	93	100	96	85	85
N Risiko normiert auf Tezgb5	71	84	95	92	100	98	97
P Risiko normiert auf Tezgb 7	77	82	83	82	87	91	100
Produkt Tezgb bis 350m	45	61	67	61	89	65	72
Produkt gesamtes Tezgb	44	65	70	73	82	67	74

Tab.9: Verbindungsrisiko für landwirtschaftliche Flächen bezogen auf Teileinzugsgebiete

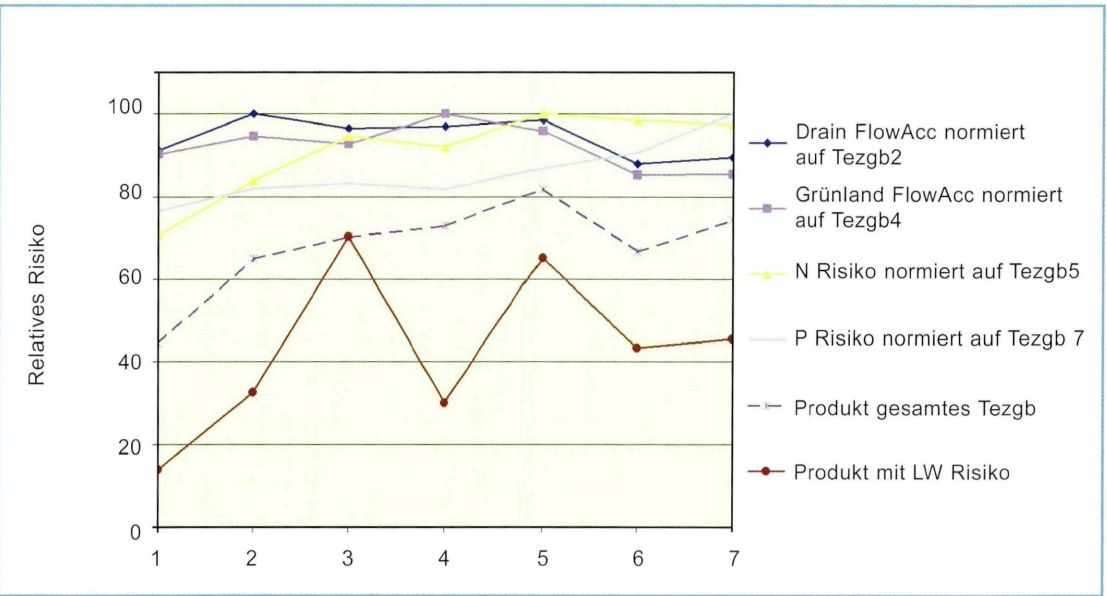


Abb.23: Verbindungsrisiko landwirtschaftlicher Flächen für das gesamte Teileinzugsgebiet

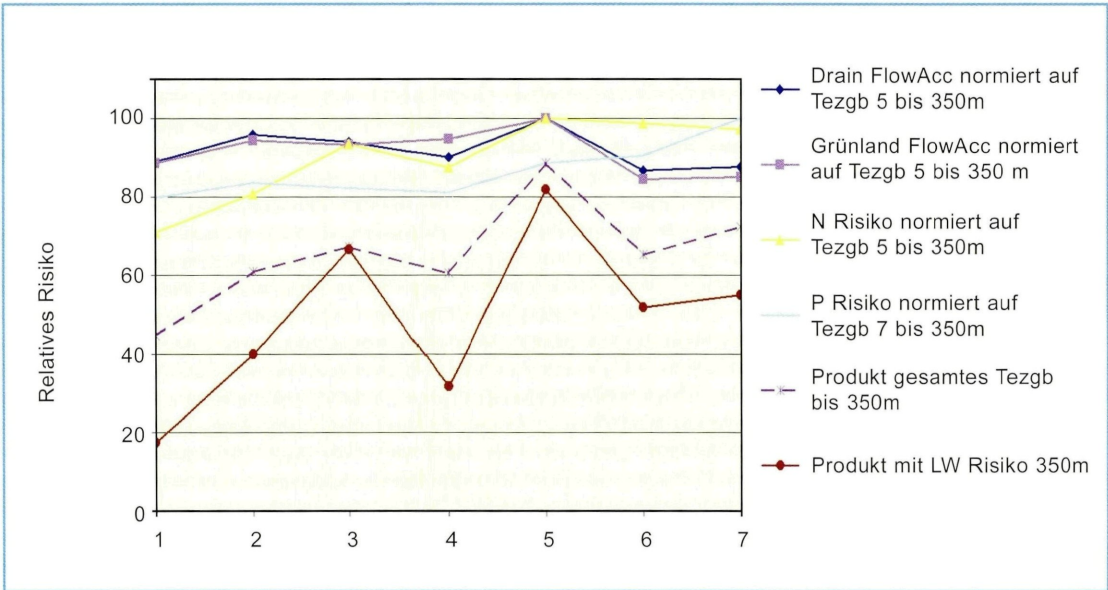


Abb.24: Verbindungsrisiko landwirtschaftlicher Flächen für den Nahbereich des Gewässersystems (350 m)

Zwei Ergebnisse zeigen die Abbildungen sehr deutlich:

- Das Verbindungsrisiko nimmt vom Teileinzugsgebiet 1 bis zum Teileinzugsgebiet 7 tendenziell zu. Dies ist vor allem auf die steigenden Hangneigungen zurückzuführen.
- Vergleicht man die gesamten Teileinzugsgebiete mit dem Nahbereich des Gewässersystems, dann ergeben sich zum Teil relativ starke Differenzen (vgl. Teileinzugsgebiet 4). Das Verbindungsrisiko für den Nahbereich ist stärkeren Schwankungen unterworfen. Zusätzlich ist zu berücksichtigen, dass für die Berechnungen nur Daten für die Landnutzung 1998 verwendet werden konnten. Wie bereits in den einleitenden Kapiteln erwähnt wurde, sind langfristig Änderungen der Landnutzungsmuster und damit Variationen der Gewichtungsfaktoren für die Modellberechnung anzunehmen.

3.3.4 Einflüsse der Position von Messstellen

Das Verbindungsrisiko berücksichtigt die Verbindung zwischen den potenziellen diffusen Quellen und dem nächstgelegenen Oberflächengewässer. In den Oberflächengewässern werden durch physikalische, chemische und biologische Prozesse die eingetragenen Nährstoffe aus der fließenden Welle in Abhängigkeit von der Fließgeschwindigkeit und der Fließstrecke entzogen (Trapp u. Matthies, 1996). An den Messstellen können deshalb nur reduzierte Nährstofffrachten beobachtet werden. Dieser Effekt nimmt exponentiell mit zunehmender Entfernung zwischen den Eintragstellen und den Messstellen zu. Da sich diese Entfernungen in den Teileinzugsgebieten des Innbaches zum Teil beträchtlich unterscheiden (Abbildung 28), werden an den einzelnen Messstellen unterschiedliche Frachtanteile beobachtet.

Ohne Berücksichtigung dieser Effekte werden bei einfacher Differenzbildung (siehe Tabellen 2 und 3) zwischen den Frachten benachbarter Messstellen die Einträge aus dem jeweiligen Teileinzugsgebiet unterschätzt. Wegen der unterschiedlichen Distanzen zwischen den Messstellen im Innbach - Einzugsgebiet wirkt sich dieser Effekt in den Teileinzugsgebieten unterschiedlich aus.

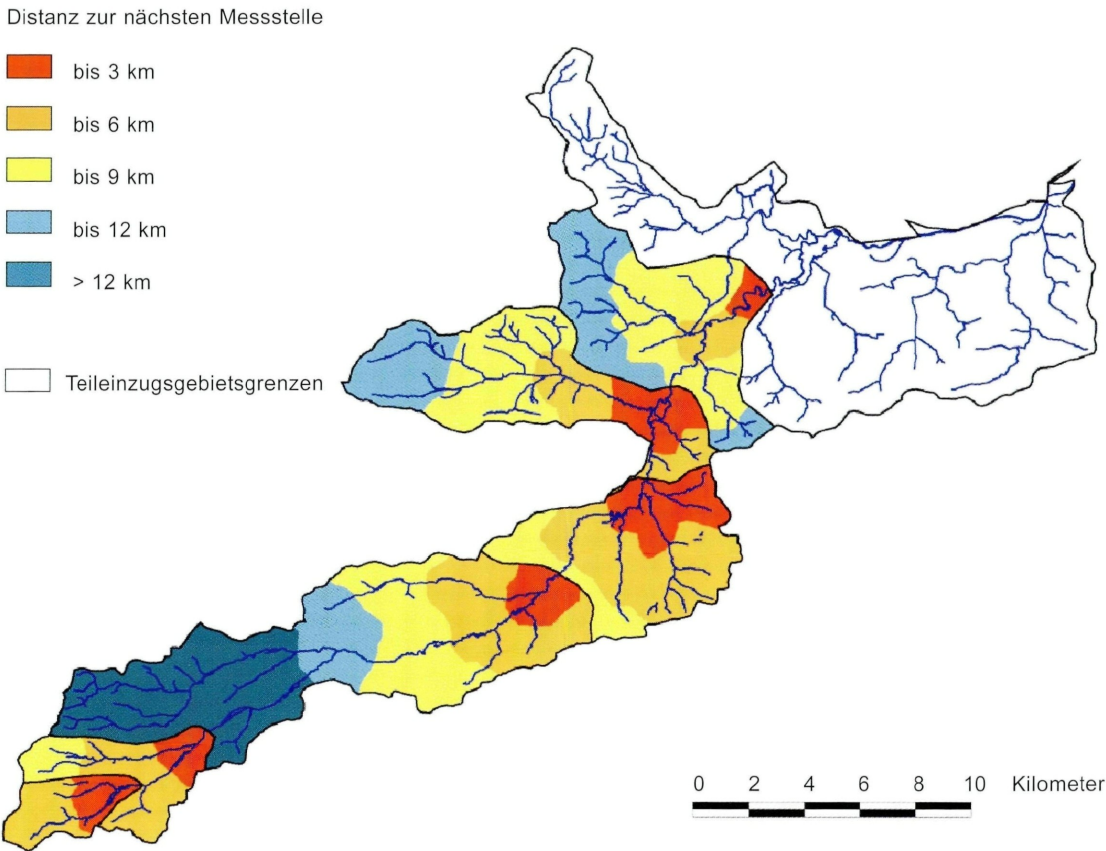


Abb.25: Entfernung der Flächen in den Teileinzugsgebieten von den Messstellen

Für die Korrektur der Frachten wurde folgende Formel (Trapp und Matthies, 1996) verwendet:

$$C(x) = C_0 \cdot e^{-lx/u}$$

- C(x) ankommende Fracht an der nachfolgenden Messstelle
- C₀ gemessene Fracht an der Messstelle
- l Eliminierungsrate
- x Fließstrecke zwischen den Messstellen
- u Durchschnittliche Fließgeschwindigkeit

Für die Korrektur der Frachten wurde eine durchschnittliche Fließgeschwindigkeit von 0,8 m/sec und eine Eliminierungsrate von 0,0001 eingesetzt.

In den Tabellen 10 und 11 sind unter "korrigierte Einträge gesamt" die Differenzen zwischen den gemessenen Frachten an der jeweiligen Messstelle abzüglich der korrigierten Frachten der jeweils oberliegenden Messstelle dargestellt. Gegenüber den Rohbilanzen ergeben sich dabei größere Werte. Ausgenommen davon ist das Teileinzugsgebiet 7, bei dem nur die gemessenen Werte verwendet werden können. Die korrigierten Einträge aus den Kläranlagen und der Trattnach sind mit dem entfernungsbezogenen Korrekturwert dargestellt und deshalb niedriger als in der Rohbilanz. Die korrigierten Einträge aus diffusen Quellen ergeben sich aus der Differenz zwischen den korrigierten Einträgen insgesamt und den korrigierten Einträgen aus der Trattnach und den Kläranlagen.

Teileinzugs- gebiet	Bruttofracht	Korrigierte Einträge gesamt	Korrigierte Einträge aus Kläranlagen	Korrigierte Einträge aus Trattnach	Korrigierte Einträge aus diffusen Quellen
2	385174	249728			249728
3	337334	275707	5440	105360	115946
4	104832	71375			71375
5	76823	73131			73131
6	30530	25944	7298		18655
7	7103	7103			7103

Tab.10: Korrigierte Bilanz der jährlichen Einträge von Stickstoff (in kg) in die Teileinzugsgebiete 2 bis 7 aus diffusen Quellen. Datengrundlagen Amt der Oö. Landesregierung

Teileinzugs- gebiet	Bruttofracht	Korrigierte Einträge gesamt	Korrigierte Einträge aus Kläranlagen	Korrigierte Einträge aus Trattnach	Korrigierte Einträge aus diffusen Quellen
2	18786	12468			12468
3	15735	13422	3835	4220	5367
4	3935	2589			2589
5	3091	2891			2891
6	1652	1501	1348		153
7	234	234			234

Tab.11: Korrigierte Bilanz der jährlichen Einträge von Phosphor (in kg) in die Teileinzugsgebiete 2 bis 7 aus diffusen Quellen. Datengrundlagen Amt der Oö. Landesregierung

Wegen der unterschiedlichen Flächenausdehnungen der Teileinzugsgebiete wäre für die Berechnung der ursprünglichen Einträge aus diffusen Quellen eine zusätzliche Eliminationskorrektur erforderlich. Es ist jedoch zu berücksichtigen, dass die Abflussbedingungen in den Nebenbächen eine hohe Varianz und damit starke Unterschiede bei den Transportbedingungen aufweisen. Wegen fehlender Daten über die Nebengewässer unterblieb jedoch diese Korrektur, die stärkste Unterschätzung der Einträge ist aus diesen Gründen im Teileinzugsgebiet 5 zu erwarten.

Bezogen auf die Flächen der Teileinzugsgebiete zeigt sich eine deutliche Zunahme der spezifischen Einträge vom Ober- zum Unterlauf des Innbaches (Abbildungen 29 und 30). Bei Stickstoff nimmt der spezifische Eintrag von 9 kg pro ha und Jahr auf rund 73 kg pro ha und Jahr zu (Abbildung 29), bei Phosphor von 0,1 kg pro ha und Jahr auf 3,6 kg pro ha und Jahr (Abbildung 30).

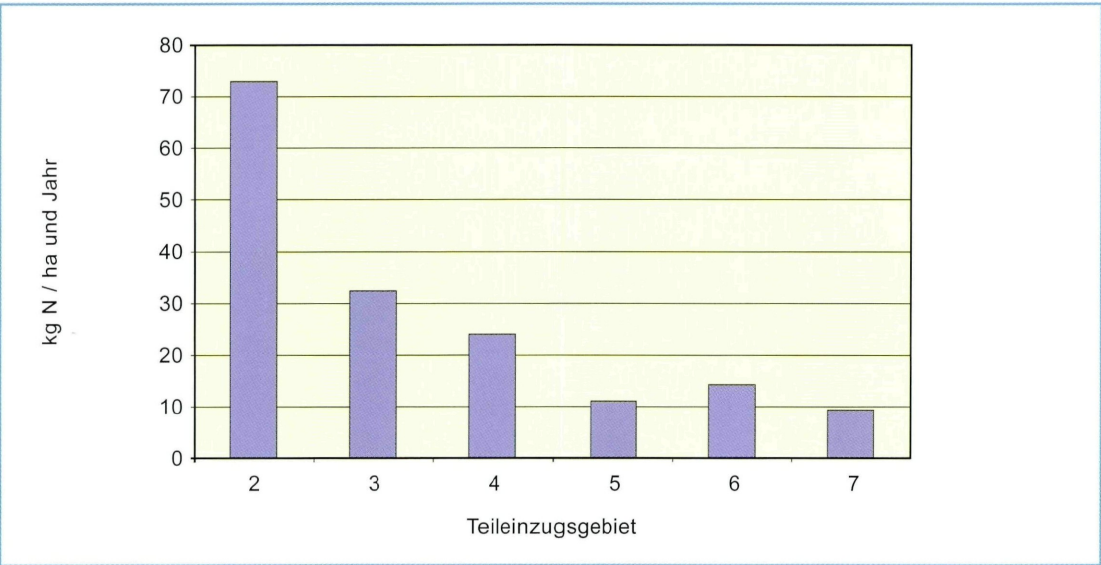


Abb.26: Eintrag von Stickstoff aus diffusen Quellen im Teileinzugsgebiet (in kg pro ha und Jahr)

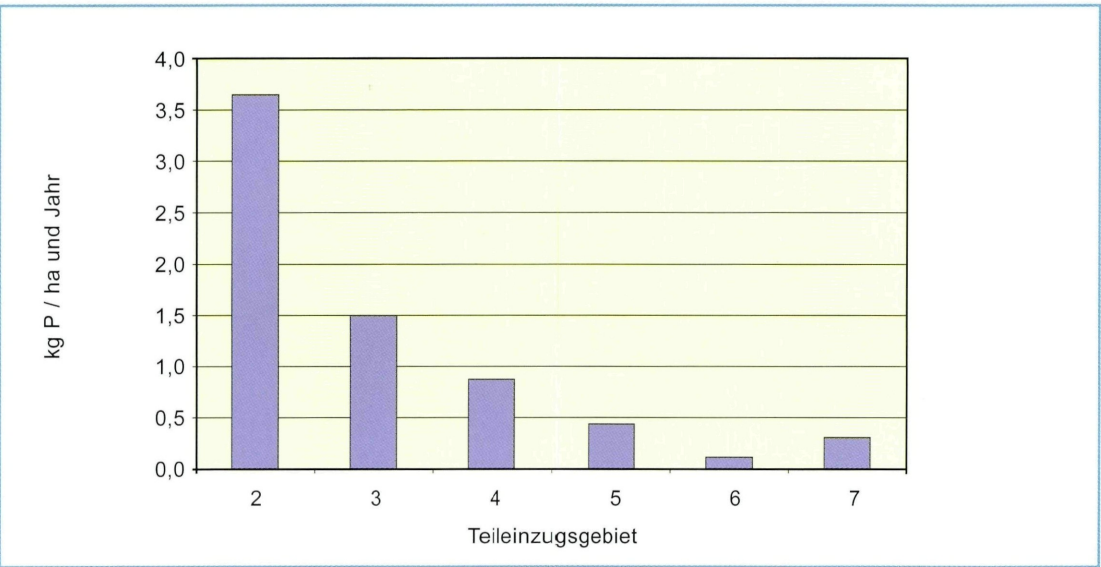


Abb.27: Eintrag von Phosphor aus diffusen Quellen im Teileinzugsgebiet (in kg pro ha und Jahr)

3.4 Ereignisrisiko

3.4.1 Charakteristik der Ereignisrisiken

Wichtige Einflussfaktoren für die Ereignisrisiken sind Klimafaktoren. Ereignisrelevante Klimafaktoren sind Schneeschmelzperioden und Starkniederschläge sowie indirekt der Temperaturverlauf. Schneeschmelzperioden und Starkniederschläge erhöhen vor allem das Risiko für den Oberflächenabfluss. Der Verlauf der Lufttemperatur beeinflusst einerseits die Wahrscheinlichkeit von Schneelagen und Schmelzperioden sowie andererseits die Vegetationsperioden und damit das Wachstum der Vegetation.

Für das zeitliche Gesamtrisiko von Nährstoffeinträgen in Oberflächengewässer ist hingegen das Zusammenspiel zwischen anthropogenen Aktivitäten im Einzugsgebiet (Quellrisiko) und dem Ereignisrisiko verantwortlich. Dabei können neben Düngung und Bodenbearbeitung auch die Be- und Entwässerung von landwirtschaftlichen Kulturen das Gesamtrisiko wesentlich beeinflussen.

3.4.2 Klimasituation im Einzugsgebiet

Für die Beschreibung der Klimasituation im Innbach - Einzugsgebiet standen Messdaten der Station Kematen vom Amt der Oberösterreichischen Landesregierung für die Jahre 1999 und 2000 zur Verfügung. Die Abbildung 31 zeigt den Verlauf der Lufttemperatur (Linie) und die Verteilung der Niederschläge (schmale Balken) für das Jahr 2000. Ergänzend ist im Diagramm die 5° Linie (grün), als Orientierungsgröße für die Abgrenzung der Periode vegetativen Wachstums eingetragen.

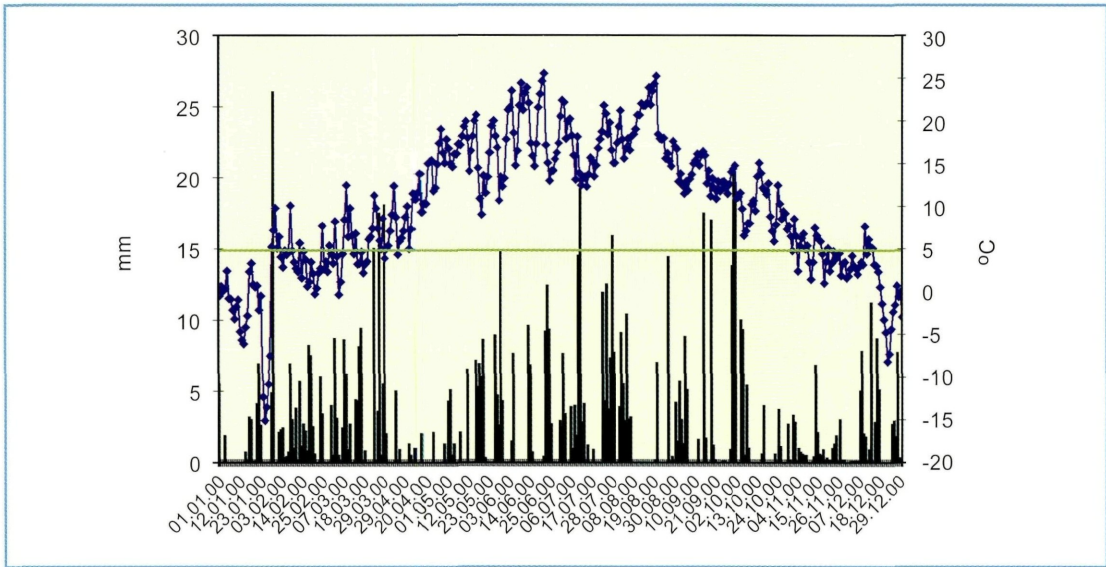


Abb.28: Klimadiagramm der Messstation Kematen für das Jahr 2000

Für den Vergleich der Niederschlagsintensität mit der agrarischen Landnutzung wurde der Jahresablauf in eine Periode der Vegetationsruhe (16. November bis 7. März) und zwei Vegetationsperioden (8. März bis 30. Juni und 1. Juli bis 15. November) unterteilt. Dadurch sollte neben der Niederschlagsaktivität während der Vegetationsruhe auch die Niederschlagsintensität nach der Sommerernte von Getreide getrennt erfasst werden. Durch die Darstellung der Werte nach Kalenderjahren zerfällt die Periode der Vegetationsruhe in zwei Perioden (vor der Vegetationsperiode = VV und nach der Vegetationsperiode = NV in Abbildung 32). Für die Auswertung wurden nur Regenereignisse herangezogen, die oberhalb der 8 Perzentilwerte (>16,2 mm in 24 Stunden) der gemessenen Niederschläge liegen. Es zeigen sich in beiden Beobachtungsjahren die größten Häufigkeiten von starken Niederschlägen in der zweiten Vegetationsperiode (Abbildung 32).

Die Ergebnisse lassen vermuten, dass ein erhöhtes Risiko für Oberflächen-Abflüsse vor allem nach der Ernte von Wintergetreide besteht. Aus diesen Ergebnissen lässt sich jedoch nicht das Risiko für erhöhte Schmelzwasserabflüsse abschätzen. Dafür müssen die zeitlichen Verteilungen der Abflüsse im Innbach analysiert werden. Im langjährigen Durchschnitt zeigen sich an den Messstellen des Innbaches nur nach der Trattnacheinmündung sowie im Oberlauf Abflussspitzen im Spätwinter (Abbildung 33). Die Abflussspitzen im Mai (Wert 150 in Abbildung 33) und im Dezember (Wert 360 in Abbildung 33) sind hingegen im gesamten Verlauf des Innbaches deutlicher ausgeprägt.

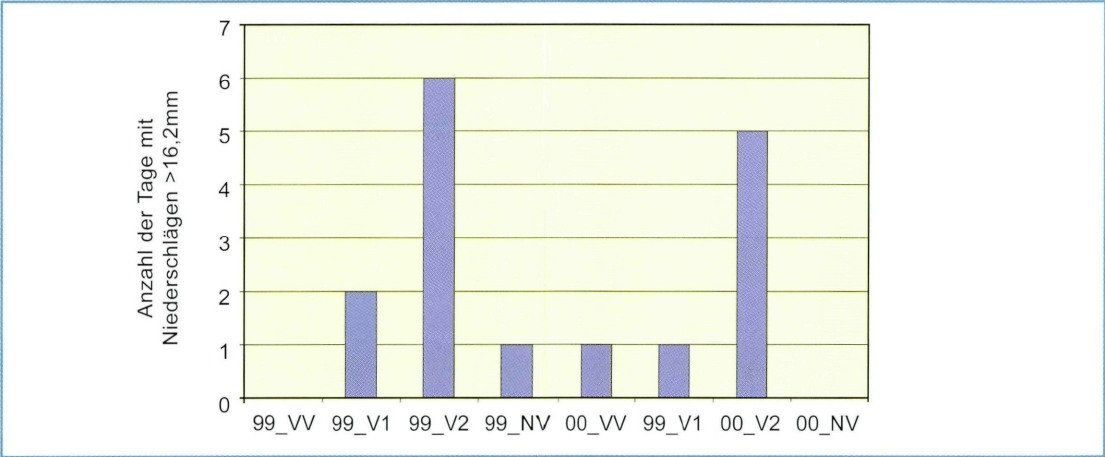


Abb.29: Anzahl der Tage mit starken Niederschläge in den Jahren 1999 (99) und 2000 (00) an der Messstation Kematen, getrennt nach Vor- (VV) und Nachvegetationsperioden (NV) sowie frühen (V1) und späten Vegetationsperioden (V2)

In den zeitlich hoch aufgelösten Messdaten an der automatischen Messstelle Fraham wurden für das Jahr 2000 mehrfache, kurzfristig auftretende Spitzenwerte registriert. Der maximale Abflusswert liegt 42,7 m³/sec am 31. Jänner. Der Vergleich zwischen den zeitlich gering und hoch aufgelösten Daten zeigt, dass Hochwässer durch die langfristige (nicht automatisierte) Beobachtung nur im begrenzten Ausmaß erfassbar sind. Damit ist auch eine Unterschätzung der realen Nährstofffrachten verbunden, da bei ansteigenden Hochwasserwellen auch deutlich höhere Nährstoffkonzentrationen an der automatischen Messstelle Fraham beobachtet werden konnten als bei Normal- und Niedrigwasser. Die maximalen Konzentrationen des Gesamtstickstoffes sind dabei bis zu vier mal höher als im Durchschnitt, bei Gesamtposphor bis zu acht mal höher als im Durchschnitt. Die Ursachen für die erhöhten Konzentrationen bei den Hochwasserereignissen sind einerseits in verstärkten direkten Einträgen aus dem Einzugsgebiet und andererseits in der erhöhten Erosion von sedimentiertem Material im Fließgewässer selbst zu suchen.

Diese Vergleiche zeigen, dass mit der Korrektur der Frachten in den Tabellen 10 und 11 keine unzulässige Überschätzung der Frachten verbunden ist. Eine direkte Überprüfung der korrigierten Werte ist wegen der kurzen Betriebsdauer der automatischen Messstelle nicht möglich.

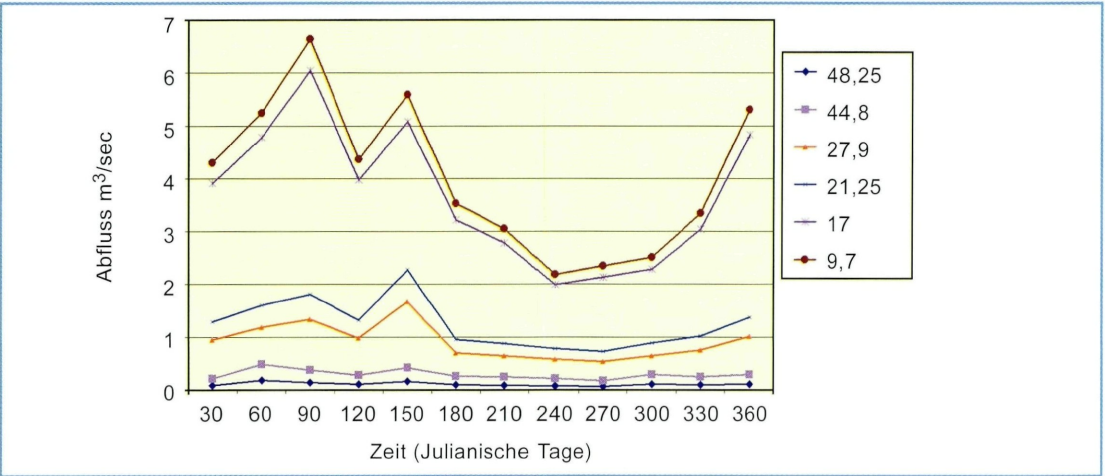


Abb.30: Langjähriger Durchschnitt der Abflüsse im Innbach, aufgegliedert in Perioden von 30 Tagen.

4 ABGRENZUNG RELEVANTER DIFFUSER QUELLEN

4.1 Schlussfolgerungen aus der Risikoabschätzung

4.1.1 Landwirtschaft versus Siedlungen

Der Vergleich zwischen den Quellrisiken beider Nutzungsbereiche lässt auf Grund der geringen Quellstärke keinen relevanten Beitrag zu den diffusen Einträgen von Stickstoff und Phosphor aus dem Siedlungsbereich erkennen. Es ist jedoch zu prüfen, ob eventuelle Einträge aus sonstigen diffusen Quellen des Siedlungsbereiches (z.B. undichte Kanalsysteme) erfolgen.

4.1.2 Bedeutung unterschiedlicher landwirtschaftlicher Kulturarten

Im Einzugsgebiet des Innbaches nimmt das Verbindungsrisiko generell vom Ober- zum Unterlauf ab. Bei einer einheitlichen Kulturartenverteilung im gesamten Einzugsgebiet müsste deshalb auch der spezifische Eintrag im gleichen Sinne abnehmen. Die Abschätzungen der spezifischen Einträge von Stickstoff und Phosphor zeigen jedoch einen weitgehend gegenläufigen Trend. Es ist deshalb zu vermuten, dass dafür Unterschiede in den Kulturartenverteilungen verantwortlich sind.

Aus den Abschätzungen des Quellrisikos ist zu erkennen, dass Maisflächen potenziell ein erhöhtes Risiko aufweisen. Die vergleichende Betrachtung der Quellrisiken mit den Ereignisrisiken lässt zusätzlich auf ein erhöhtes Risiko für Flächen mit Wintergetreide schließen. Es ist zu prüfen, wie weit diese Schlussfolgerungen zutreffen oder ob noch nicht identifizierte Risikobereiche bestehen.

4.2 Statistische Vergleiche

4.2.1 Methodische Vorgangsweise

Die statistischen Vergleiche erfolgen auf der Basis von Teileinzugsgebieten. Zur Klärung spezieller Fragestellungen werden weitere Differenzierungen der Teileinzugsgebiete vorgenommen. Verglichen werden dabei die korrigierten Frachten der Teileinzugsgebiete mit der Anzahl der Einwohner sowie den Flächen der verschiedenen Kulturarten. Geprüft wird dabei der Zusammenhang zwischen möglichen Einflussgrößen und den korrigierten Frachten von Stickstoff und Phosphor (Korrelationsanalysen). Wegen der geringen Anzahl der auswertbaren Teileinzugsgebiete (=6) sind nur bei dominierenden Einflussgrößen statistisch gesicherte Ergebnisse zu erwarten.

4.2.2 Einflüsse von Siedlungen

Für die Überprüfung der Einflüsse von Siedlungen wurden sowohl die gesamten Einwohnerzahlen der Teileinzugsgebiete als auch die Zahl der nicht an Kläranlagen angeschlossenen Einwohner herangezogen. Die Überprüfung auf Zusammenhänge mit den Frachten von Phosphor und Stickstoff ergab in beiden Fällen Korrelationsfaktoren kleiner 0,01. Es sind deshalb keine Zusammenhänge zwischen den Einwohnerverteilungen und den Frachten aus diffusen Quellen nachzuweisen. Eine zusätzliche Überprüfung unter Berücksichtigung der landwirtschaftlichen Flächen ergibt bei nicht angeschlossenen Einwohnern partielle Korrelationskoeffizienten von -0,320 für Phosphor und -0,282 für Stickstoff. Bezogen auf alle Einwohner betragen die Koeffizienten -0,459 für Phosphor und -0,346 für Stickstoff. Demnach besteht ein leicht negativer, statistisch jedoch nicht gesicherter Zusammenhang zwischen der Zahl der Einwohner und den Frachten.

Daraus ist zu folgern, dass Siedlungsgebiete im Innbach - Einzugsgebiet keine Bedeutung als diffuse Quellen besitzen.

4.2.3 Landwirtschaftliche Nutzungen

Zuerst wurde geprüft, welche Zusammenhänge zwischen den Flächenanteilen Nutzungstypen Grünland und Ackerflächen in den Teileinzugsgebieten bestehen. Der negative Korrelationskoeffizient ($r = -0,897$) ist auf dem 5 % Niveau statistisch gesichert. Zunahmen der Grünlandanteile sind demnach mit Abnahmen von Ackeranteilen in den Teileinzugsgebieten verbunden.

Die Überprüfung auf Zusammenhänge mit den Frachten von Stickstoff und Phosphor ergeben Korrelationskoeffizienten von 0,622 und 0,567 für Ackerland sowie -0,288 und -0,232 für Grünland. Werden die Einflüsse von Grünland konstant gehalten, so ergeben sich partielle Korrelationskoeffizienten von 0,366 für Stickstoff und Ackerland, sowie 0,360 für Phosphor und Ackerland. Werden die Einflüsse von Ackerland konstant gehalten, so ergeben sich partielle Korrelationskoeffizienten von 0,281 für Stickstoff und Grünland sowie 0,285 für Phosphor und Grünland. Obwohl die Korrelationskoeffizienten statistisch nicht gesichert sind, zeigen die Ergebnisse tendenziell höhere Zusammenhänge zwischen dem Ackerland und den Nährstofffrachten. Es zeigt sich aber auch, dass Beiträge zu den diffusen Frachten aus dem Grünland stammen.

Die Überprüfung auf die gemeinsamen Zusammenhänge von Acker- und Grünland mit Nährstofffrachten (multiple Korrelation) ergibt Korrelationskoeffizienten von 0,872 für Stickstoff und von 0,844 für Phosphor. Die Zusammenhänge sind für den einseitigen Test auf dem 5 % Niveau statistisch gesichert. Grün- und Ackerland bestimmen demnach wesentlich die diffusen Einträge von Stickstoff und Phosphor in die Fließgewässer. Mit zunehmenden Anteilen beider Nutzungstypen nehmen die Frachten von Stickstoff rund 15 mal rascher zu als die Frachten von Phosphor (Abbildung 31).

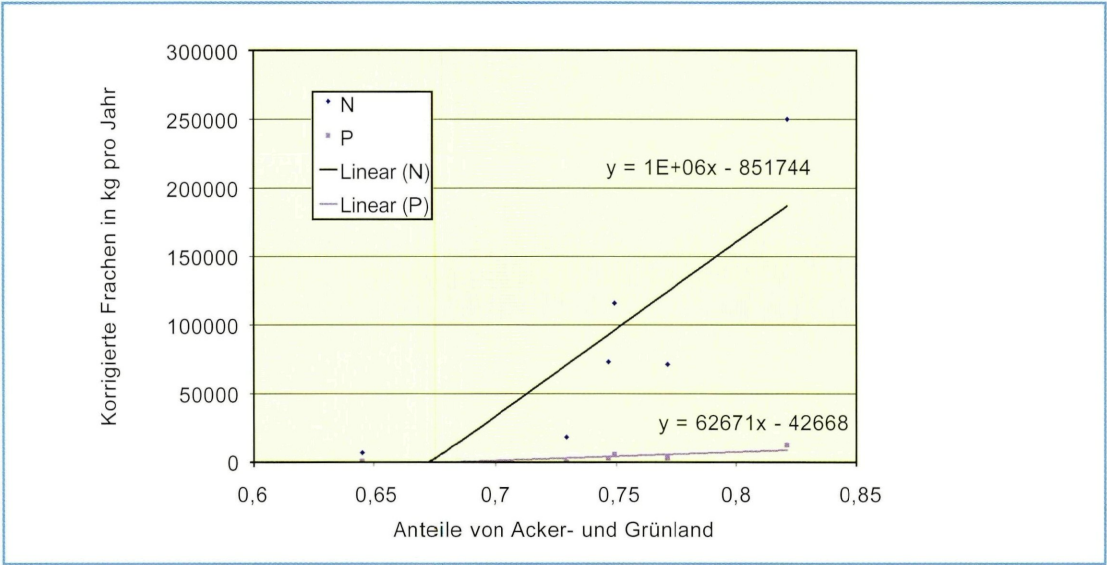


Abb.31: Zusammenhänge zwischen den Anteilen von Acker- und Grünland mit den korrigierten Frachten von Stickstoff und Phosphor in den Teileinzugsgebieten

Ausgehend von den Schlussfolgerungen der Risikoanalyse erfolgte für die Flächenanteile von Mais, Winter- und Sommergetreide, Raps und Gemüse an den Teileinzugsgebieten eine Überprüfung auf Zusammenhänge mit korrigierten Frachten aus diffusen Quellen. Die Ergebnisse (Tabelle 12) zeigen bei den Anteilen der Gemüseflächen für Stickstoff und Phosphor statistisch gesicherte Korrelationen von 0,899 und 0,895. Bei der Überprüfung auf Einflüsse durch andere Ackerkulturen unter Anwendung partieller Korrelation sinken die Korrelationsfaktoren auf 0,603 für Stickstoff und 0,623 für Phosphor. Sie sind damit zwar statistisch nicht gesichert, weisen aber noch auf wesentliche Beiträge von Gemüseflächen zum diffusen Eintrag beider Nährstoffe hin. Wird hingegen die Berechnung auf der Basis der absoluten Flächen (in ha) durchgeführt, so bleiben die Zusammenhänge mit Stickstoff und Phosphor gesichert (der partielle Korrelationskoeffizient beträgt in beiden Fällen 0,888).

Hohe, aber statistisch nicht gesicherte Korrelationskoeffizienten finden sich auch bei Wintergetreide. Überraschend niedrige Zusammenhänge bestehen hingegen zwischen den Flächenanteilen von Mais und den Frachten von Stickstoff und Phosphor.

Kulturart	Korrelation mit der Fracht von Phosphor	Korrelation mit der der Fracht von Stickstoff
Mais	0,154	0,092
Wintergetreide	0,695	0,641
Sommergetreide	0,473	0,417
Raps	-0,419	-0,460
Gemüse	0,899	0,894

Tab.12: Korrelationen zwischen den Flächenanteilen von verschiedenen Kulturarten und den korrigierten Frachten von Stickstoff und Phosphor in den Teileinzugsgebieten

Neben den generellen Zusammenhängen stellte sich speziell beim Mais die Frage, ob lagebezogene Faktoren die diffusen Einträge wesentlich beeinflussen. Dafür wurden schrittweise die Korrelationen zwischen den Maisflächen in den einzelnen Entfernungszonen zum Fließgewässer und den Frachten von Stickstoff und Phosphor ermittelt. Die Ergebnisse (Abbildung 32) zeigen, dass die Korrelationen zwischen den Maisflächen in der

50 m Entfernungszone und den Frachten am höchsten sind. Bis zu einer Entfernung von 200 m sinken die Korrelationen stetig ab und bleiben danach auf niedrigem Niveau. Diese Tendenzen zeigen, dass kritische Effekte von Maisflächen in den Nahbereichen von Gewässern zu erwarten sind. Mit zunehmender Entfernung von Fließgewässern nimmt der Einfluss von Maisflächen auf diffuse Einträge jedoch deutlich ab. Beim vergleichsweise dargestellten Wintergetreide (Abbildung 33) sind diese Effekte nicht zu beobachten.

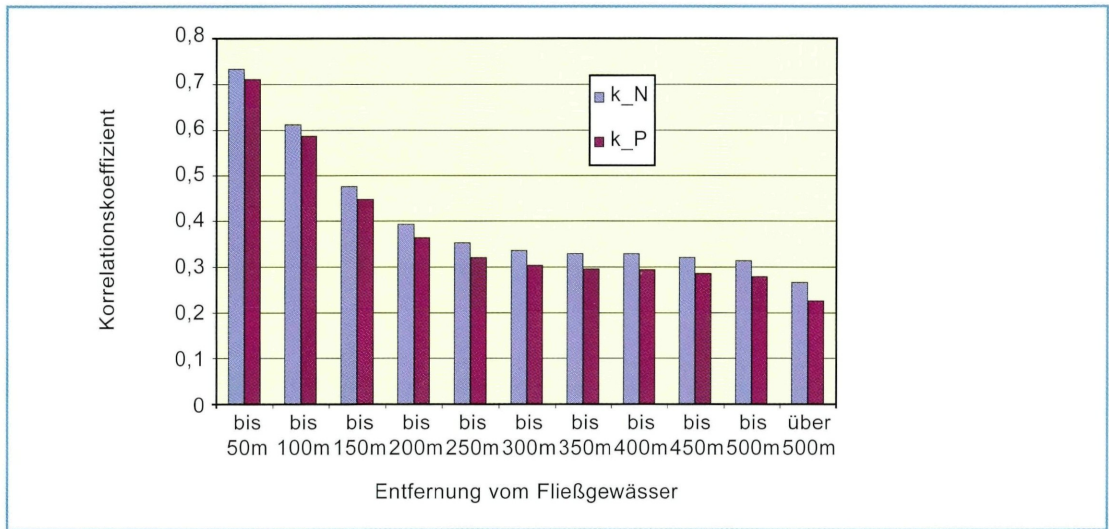


Abb.32: Korrelationen zwischen Maisflächen in unterschiedlichen Entfernungszonen von Fließgewässern und den Frachten von Stickstoff und Phosphor (k_N = Korrelationen mit Stickstoff; k_P = Korrelationen mit Phosphor)

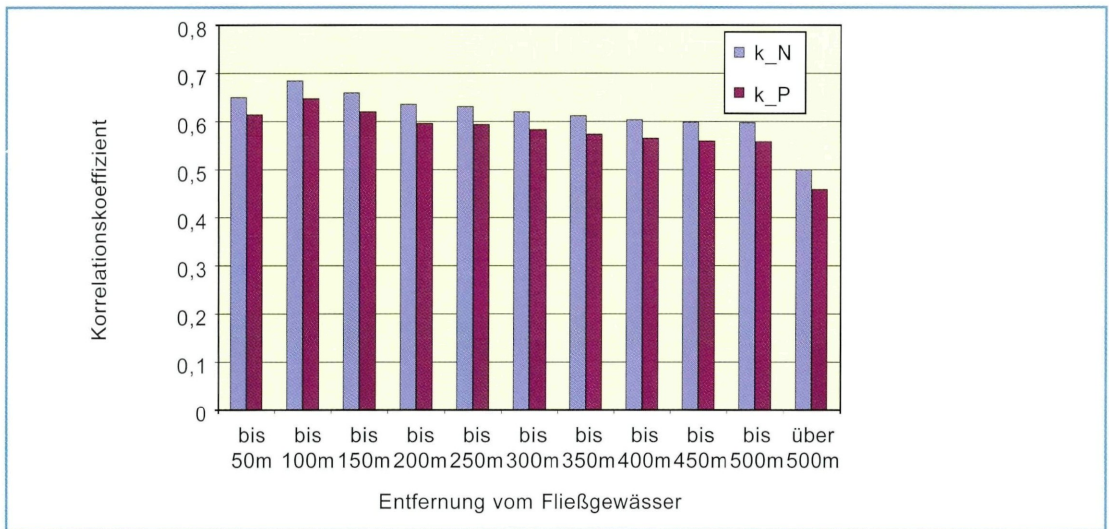


Abb.33: Korrelationen zwischen Wintergetreideflächen in unterschiedlichen Entfernungszonen von Fließgewässern und den Frachten von Stickstoff und Phosphor (k_N = Korrelationen mit Stickstoff; k_P = Korrelationen mit Phosphor)

5 VORSCHLÄGE FÜR VERBESSERUNGSMASSNAHMEN

Aus den Ergebnissen der Untersuchungen im Innbach - Einzugsgebiet lassen sich vier Bereiche für Maßnahmen zur Minderung der diffusen Einträge in Oberflächengewässer unterscheiden:

- a) Im Einzugsgebiet ist eine Verkürzung der Perioden mit Schwarzbrache durch den Anbau von schnell auflaufenden Zwischenfrüchten generell zu empfehlen. Dies gilt besonders für potenzielle Schwarzbracheflächen in den Sommermonaten.
- b) Zur Minderung der Einträge aus diffusen Quellen ist im Bereich von zumindest 50 Metern von den Uferlinien von Oberflächengewässern die Förderung extensiver Wirtschaftsweisen zu empfehlen. Zur Erzielung optimaler Wirkungen sollen die konkreten Maßnahmen in Kooperation zwischen Landwirtschaft, Wasserwirtschaft und Naturschutz erarbeitet werden.
- c) Die Direkteinleitung von Drainagewässern aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in Oberflächengewässern sollte soweit wie möglich vermieden werden. Als Behandlungsmaßnahme ist die Vorreinigung der Drainagewässer zumindest durch Schilfbeete zu empfehlen. Die Vegetation in den Schilfbeeten soll zumindest einmal jährlich geerntet und an kontrollierten Plätzen kompostiert werden.
- d) Im Gemüsebau ist die Prüfung auf Möglichkeiten zur Reduktion der Nährstoffverluste aus den Anbauflächen zu empfehlen. Zusätzlich ist die geregelte Entsorgung von Ernterückständen in Kompostieranlagen anzuregen, die Ablagerung von Ernterückständen an den Rändern der Anbauflächen oder an Grabenböschungen soll vermieden werden.

6 ZUSAMMENFASSUNG

Gewässerbelastungen aus diffusen Quellen sind meist das Resultat des großräumigen täglichen Handelns. Damit verbundene Probleme können deshalb auch nur durch die Vermeidung von kritischen Faktorenkombinationen und nicht durch punktuelle Verhinderung einzelner Aktivitäten gelöst werden. Die Suche nach den Ursachen von Gewässerbelastungen aus diffusen Quellen dient darum primär der Erfassung von Wirkungszusammenhängen im räumlich - zeitlichen Zusammenhang und nicht der Feststellung von einzelnen Verursachern. Weitergehende Erwartungen sind auch aus methodischen Gründen nicht erfüllbar, da bei Einzugsgebieten mit den Ausmaßen des Innbach - Einzugsgebietes weder die zeitlich noch die räumlich erreichbaren Beobachtungsdichten eine detaillierte Erfassung von einzelnen Verursachern ermöglichen.

Methodisch wurde diese Aufgabenstellung durch die Untersuchung der Wechselwirkungen zwischen Quell-, Verbindungs- und Ereignisrisiko unter Berücksichtigung der räumlichen und zeitlichen Verteilungen gelöst. Als Grundlagen für die Bearbeitung wurden Daten aus Messreihen, multitemporalen Landnutzungsdaten, Felderhebungen, statistischen Daten und praxisbezogenen Kennziffern über Nährstoffumsätze bei unterschiedlichen Arten der Landnutzung verwendet.

Die Ergebnisse zeigen, dass im Einzugsgebiet des Innbaches rund 76 % der Einträge von Stickstoff und rund 64 % der Einträge von Phosphor in Oberflächengewässer aus diffusen Quellen vor allem von landwirtschaftlich genutzten Flächen stammen. Die Einträge aus landwirtschaftlichen Flächen sind auf unterschiedliche Ursachen zurückzuführen. Neben dem generell erhöhten Eintragsrisiko aus Schwarzbrachen sowie der Direkteinleitung von Drainagewässern führen der Anbau von Mais im Nahbereich der Oberflächengewässer und die Wirtschaftsweisen im Gemüsebau zu überdurchschnittlichen Belastungen durch Stickstoff und Phosphor.

Zielführende Strategien zur Verbesserung der Qualität von Oberflächengewässern sind einerseits in einer Verbesserung des Nährstoffmanagements auf den landwirtschaftlichen Flächen und andererseits in flankierenden Maßnahmen in den Begleitzone der Oberflächengewässer zu sehen. Aus funktionellen Gründen können von den flankierenden Maßnahmen aber nur dann ausreichende Wirkungen erwartet werden, wenn durch sie Einträge aus Oberflächenabschwemmungen und Drainagewässern reduziert werden.

7 QUELLEN

Amt der Oö. Landesregierung (2000): Abwasserentsorgung in Oberösterreich, Stand 1999. Linz

Anderwald P., Bachura B., Blatterer H., Grasser H.P., Braun R., Mair W., Nening B., Schay G., Tauber K. (1995): Trattnach und Innbach, Untersuchungen zur Gewässergüte Stand 1992-1994. Gewässerschutz Bericht 11/1995, Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Linz.

Bedford T., Cooke R. (2001): Probabilistic Risk Analysis. Cambridge University Press, Cambridge.

Beven K.J. (1997): Distributed Hydrological Modelling. Wiley, Chichester.

Carlin B.P., Louis T. A. (2000): Bayes and Empirical Bayes Methods for Data Analysis. Chapman & Hall, Boca Raton.

F&N Umweltconsult: Mobineg 2001- Handbuch, Teil1: Einführung in das Programm; www.mobineg.de (13.02.2002)

Galler J. (1989): Gülle. Leopold Stocker Verlag, Graz.

Geiger R. (1961): Das Klima der bodennahen Luftschicht. Vieweg, Braunschweig.

Gundersen P., Bashkin V. N. (1994): Nitrogen Cycling. In: Moldan B., Cerny J.: Biogeochemistry of Small Catchments. Wiley, Chichester.

Heathwaite A. L. (2001): Modelling Nutrient Export from Agricultural Land: Approaches, Scales and End-Users. In: Ghassemi F., Post D., Sivapalan M., Vertessy R.: MODSIM 2001, Proceedings Volume 1: Natural Systems, 10-13-December 2001, Canberra, pp17-24.

Knoflacher H.M., Gebetsroither E. (2000): Modellhafte Risikobewertung für Wälder auf kalkalpinen Standorten mit Lösungsansätzen für die sozioökonomische Ebene. QEFZS-S-0108, Seibersdorf.

Krabichler A. (1974): Kartierungsbereich Eferding, Erläuterungen zur Bodenkarte 1:25.000. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.

Krabichler A. (1977): Kartierungsbereich Linz, Erläuterungen zur Bodenkarte 1:25.000. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.

Krabichler A. (1980a): Kartierungsbereich Wels, Erläuterungen zur Bodenkarte 1:25.000. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.

Krabichler A. (1980b): Kartierungsbereich Lambach, Erläuterungen zur Bodenkarte 1:25.000. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.

Krabichler A. (1984): Kartierungsbereich Grieskirchen, Erläuterungen zur Bodenkarte 1:25.000. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.

Kuhlmann A. (1981): Einführung in die Sicherheitswissenschaft. Vieweg, Wiesbaden.

Lecher K., Lühr H.-P., Zanke U.C.E., Hrsg. (2001): Taschenbuch der Wasserwirtschaft. Parey, Berlin.

Mitscherlich G. (1975): Wald Wachstum und Umwelt. Sauerländer Verlag, Frankfurt.

Moldan B., Cerny J. (1994): Biogeochemistry of small catchments. Wiley, Chichester.

Morgan R.P.C. (1999): Bodenerosion und Bodenerhaltung. Enke, Stuttgart.

Ratsep R., Nihlgard B., Bashkin V. N., Blazka P., Emmet B., Harris J., Kruk M. (1994): Agricultural Impacts in the Northern Temperate Zone. In: Moldan B., Cerny J.: Biogeochemistry of Small Catchments. Wiley, Chichester.

Resch J. (1999): Standarddeckungsbeiträge und Daten für die Betriebsberatung. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.

Ruhr Stickstoff AG (1987): Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau. Verlagsunion Agrar.

Schwertmann U., Vogl W., Kainz M. (1987): Bodenerosion durch Wasser. Ulmer, Stuttgart.

Steinnocher K., 1996: Differenzierung landwirtschaftlicher Kulturen mittels Fernerkundung: Möglichkeiten und Grenzen. Österreichische Zeitschrift für Vermessung und Geoinformation. Vol. 84, Nr. 1.

Steinnocher K., 1997: Texturanalyse zur Detektion von Siedlungsgebieten in hochauflösenden panchromatischen Satellitenbilddaten. Proc. AGIT IX Salzburg, 2.-4. Juli 1997, (= Salzburger Geographische Materialien, Heft 24), pp. 143-152.

Steinnocher K., 1999: Adaptive fusion of multisource raster data applying filter techniques. Int'l Archives of Photogrammetry and Remote Sensing, Vol. 32, Part 7-4-3W6, pp. 108-115.

Steinnocher K., 2001: ARSGISIP - Applied Remote Sensing and GIS Integration for Model Parameterization Final report. Report submitted to European Commission, DG XII, by Friedrich Schiller Universität Jena, Germany, Austrian Research Centers, Seibersdorf, Austria, University Louis Pasteur Strasbourg, France, University of Florence, Italy, University of Oulu, Finland, Nansen Environmental and Remote Sensing Centre, Norway, Royal Institut of Technology, Stockholm, Sweden, 100 pp.

Streit B. (1994): Lexikon Ökotoxikologie. VCH, Weinheim.

Trapp S., Matthies M. (1996): Dynamik von Umweltschadstoffen. Springer, Berlin.

White I.D., Mottershead D.N., Harrison S.J. (1992): Environmental Systems. Chapman & Hall, London.

POLLUTION OF SURFACE WATER BY NITROGEN AND PHOSPHORUS FROM NON POINT SOURCES IN THE INNBACH CATCHMENT

Abstract: The relevance of non point surfaces for the loads of nitrogen and phosphorous of surface water in the Innbach catchment was analysed on the basis of spatial and temporal data. In the risk related method the source risk, the connection risk, and the event risk were considered separately as also in their interdependencies. It could be estimated, that non point sources are contributing 75 per cents for the total nitrogen load and 64 per cents for the total phosphorous load. Emissions from non point sources are dominantly caused by agriculture.

By particular consideration of different crops it could be found, that maize production influences the nutrient loads significantly only on areas adjacent to surface water. Winter cereals are increasing the loads indirectly, because of the increased precipitation risk after harvesting. Of high relevance for nutrient loads are areas with vegetable production.

Figures:

- Figure 1: Overview about the Innbach catchment with survey sites and sub -catchment borders
- Figure 2: General sketch of transport processes for substances in a catchment
- Figure 3: Sub - catchment numbers
- Figure 4: Shares of settlement areas connected with sewage treatment plants in a maximum distance of 350 meters to the next surface water. Database Amt der OÖ. Landesregierung
- Figure 5: Relative contribution (in per cents) of households for the total load of nitrogen (brown) and phosphorus (blue) from households and cattle breeding
- Figure 6: Comparison of land use classification without and with integrated data analyses
- Figure 7: Land use classification of the Innbach catchment for the year 1998
- Figure 8: Relation between nutrient loads from cattle breeding and the nutrient need for plant production (without vegetable production) for sub catchments and the total Innbach catchment
- Figure 9: Soil types in the Innbach catchment
- Figure 10: Digital elevation model of the Innbach catchment
- Figure 11: Slope gradients in the Innbach catchment
- Figure 12: Risk for soil erosion in the Innbach catchment during the vegetation period under consideration of crop distribution for the year 1998
- Figure 13: Risk for soil erosion in the Innbach catchment after harvesting without vegetation cover

- Figure 14: Risk for soil erosion in the Innbach catchment after harvesting with intermediate vegetation cover
- Figure 15: Potential reduction of soil erosion by intermediate vegetation cover in the Innbach catchment
- Figure 16: Average distances of the catchment area to the next surface water in the Innbach catchment
- Figure 17: Settlement areas within a distance of 100 meters to the next surface water
- Figure 18: Shares of settlement areas connected with sewage treatment plants in a maximum distance of 100 meters to the next surface water
- Figure 19: Relative proportion of field areas in relation to the total area of different distance zones of the Innbach sub catchments
- Figure 20: Relative proportion of grassland areas in relation to the total area of different distance zones of the Innbach sub catchments
- Figure 21: Relative proportion of forest areas in relation to the total area of different distance zones of the Innbach sub catchments
- Figure 22: Grassland (green), maize (red) and winter cereals on slopes with gradients larger than 5 degrees in maximum distances of 350 meters to the next surface water
- Figure 23: Connection risk of agricultural areas for the whole sub catchment areas
- Figure 24: Connection risk of agricultural areas within a maximum distance of 350 meters to the next surface water
- Figure 25: Distances of the sub catchment areas to the relevant survey sites
- Figure 26: Annual input of nitrogen (in kilograms) from non point sources for sub catchments
- Figure 27: Annual input of phosphorous (in kilograms) from non point sources for sub catchments
- Figure 28: Precipitation and air temperature of the monitoring station Kematen for the year 2000
- Figure 29: Number of days with high precipitation for the years 1999 (99), and 2000 (00) presented for pre - vegetation (VV), early vegetation (V1), late vegetation (V2) and post vegetation (NV) periods. Data from the monitoring station Kematen.
- Figure 30: Long term average periodic runoff at different monitoring sites of the Innbach
- Figure 31: Relations between the proportion of field and grassland areas on the total area of sub catchments, and the adjusted loads of nitrogen and phosphorous
- Figure 32: Correlation between the area for maize production in different distance zones to surface water, and the loads for nitrogen and phosphorous
- Figure 33: Correlation between the area for winter cereal production in different distance zones to surface water, and the loads for nitrogen and phosphorous

Tables:

- Table 1: Categories of non - point sources, related to land use types
- Table 2: Rough balance of nitrogen inputs (in kilograms) for sub - catchments 2 to 7. Database Amt der Oö. Landesregierung
- Table 3: Rough balance of phosphorus inputs (in kilograms) for sub - catchments 2 to 7. Database Amt der Oö. Landesregierung
- Table 4: Average annual load of nitrogen and phosphorus from households without waste water treatment in the Innbach catchment (tons per year)
- Table 5: Average annual load of nitrogen and phosphorus from cattle breeding in the Innbach catchment (tons per year)
- Table 6: Estimation of classification accuracy for different crop types
- Table 7: Estimation of annual needs of nitrogen and phosphorus (tons per year) for plant production in the Innbach catchment, vegetable production is not considered
- Table 8: Parameters for the calculation of the annual soil erosion
- Table 10: Adjusted balances of annual nitrogen input from non point sources for sub catchments 2 to 7. Database Amt der Oö. Landesregierung
- Table 11: Adjusted balances of annual phosphorous input from non point sources for sub catchments 2 to 7. Database Amt der Oö. Landesregierung
- Table 12: Correlation between the proportions of different field crops on the total sub catchment area and the adjusted loads of nitrogen and phosphorous

BISHER ERSCHIENENE VERÖFFENTLICHUNGEN

1/ 1992:	Traun, Untersuchungen zur Gewässergüte, Stand 1991, 157 S.	10,90 Euro
2/ 1993:	Ager, Untersuchungen zur Gewässergüte, Stand 1991/92, 147 S.	8,70 Euro
3/ 1993:	Vöckla, Untersuchungen zur Gewässergüte, Stand 1991 - 1993, 56 S.	3,60 Euro
4/ 1993:	Alm, Untersuchungen zur Gewässergüte, Stand 1991 - 1993, 54 S.	vergriffen (3,60 Euro)
5/1994:	Krems, Untersuchungen zur Gewässergüte, Stand 1991 - 1993, 69 S.	3,60 Euro
6/ 1994:	Steyr und Steyr-Einzugsgebiet und Überblick über die untersuchten Flüsse des Traun- und Steyr-Einzugsgebietes, Untersuchungen zur Gewässergüte, Stand 1991 - 1993, 113 S.	7,90 Euro
7/ 1994:	Antiesen, Untersuchungen zur Gewässergüte, Stand 1992 - 1994, 80 S.	4,30 Euro
8/ 1995:	Pram, Untersuchungen zur Gewässergüte, Stand 1992 - 1994, 83 S.	4,30 Euro
9/ 1995:	Dürre Aschach und Aschach, Untersuchungen zur Gewässergüte, Stand 1992 - 1994, 100 S.	5 Euro
10/1995:	Mattig und Schwemmbach, Untersuchungen zur Gewässergüte, Stand 1992 - 1995, 110 S.	5,80 Euro
11/1995:	Trattnach und Innbach, Untersuchungen zur Gewässergüte, Stand 1992 - 1994, 137 S.	9,40 Euro
12/1995:	Pollinger Ache und Enknach und Zusammenfassung der Ergebnisse des Inn- und Hausruckviertels und ihr Vergleich mit dem Zentralraum, Untersuchungen zur Gewässergüte, Stand 1992 - 1995, 98 S.	7,90 Euro
13/1996:	Kleine Gusen, Große Gusen und Gusen, Untersuchungen zur Gewässergüte, Stand 1992 - 1995, 122 S.	10,10 Euro
14/1996:	Waldaist, Feldaist und Aist, Untersuchungen zur Gewässergüte, Stand 1992 - 1996, 119 S.	10,10 Euro
15/1996:	Kleine Naarn, Große Naarn und Naarn, Untersuchungen zur Gewässergüte, Stand 1992 - 1996, 104 S.	8,70 Euro
16/1997:	Kleine Mühl, Steinerne Mühl und Große Mühl, Untersuchungen zur Gewässergüte, Stand 1992 - 1996, 121 S.	9,40 Euro
17/1997:	Ranna-Osterbach, Pesenbach und Große Rodl, Untersuchungen zur Gewässergüte, Stand 1992 - 1996, 115 S.	7,20 Euro
18/1997:	Biologische Güte und Trophie der Fließgewässer in Ober- österreich, Entwicklung seit 1966 und Stand 1995/96, 143 S.	10,10 Euro
19/1998:	Physikalische, chemische und bakterielle Wasserbeschaffenheit der oberösterreichischen Fließgewässer, Stand 1994 - 1996, 247 S.	14,50 Euro

20/1998:	Die Seen Oberösterreichs, Zustandsbericht 1994 und Langzeitentwicklung seit 1980, CD-ROM,	kostenlos
21/1998:	Inn- und Hausruckviertel, Untersuchungen zur Gewässergüte, Stand 1997 und Vergleich mit den Ergebnissen von 1992 - 1995, 47 S.	3,60 Euro
22/1999:	Mühlviertel, Untersuchungen zur Gewässergüte, Stand 1997 und Vergleich mit den Ergebnissen von 1993, 41 S.	3,60 Euro
23/2000:	Wehrkataster der Pram und ihrer Zuflüsse. 102 S.	15,90 Euro
24/2000:	Traun - Enns - Platte. 60 S.	10 Euro
25/2001:	Wehrkataster der Gusen und ihrer Zuflüsse. 95 S.	17 Euro
26/2002:	Wasserbeschaffenheit, biologische Gewässergüte und Trophie der Oberösterreichischen Fließgewässer	10,20 Euro

Alle Bände können gegen Erstattung der oben angegebenen Selbstkosten beim Herausgeber bezogen werden:

Amt der Oberösterreichischen Landesregierung,
Abteilung Wasserwirtschaft,
Unterabteilung Gewässerschutz, Stockhofstraße 40, A-4021 Linz
Tel. 0732 / 7720 /DW 13463
Fax: 0732 / 7720 /14559
e-Mail: w-gs.post@ooe.gv.at
Internet: <http://www.ooe.gv.at>



