

# **Diplomarbeit**

zum Thema

## **Untersuchungen von Zusammenhängen raumstruktureller Größen und dem Stoffeintrag in Fließgewässer**

Eingereicht von **Frank Eichhorn**

am **3. April 2001**

Geboren am **11. 01. 1969**

in **Borna**

an der

**Universität Leipzig  
Fakultät für Biowissenschaften, Pharmazie und Psychologie  
Institut für Botanik**

1. Gutachter: **Doz. Dr. habil. Peter Gutte**

2. Gutachter: **Prof. Dr. sc. Rudolf Krönert** (UFZ Leipzig-Halle GmbH)

## **Danksagung**

An dieser Stelle möchte ich allen danken, die mich bei der Erstellung der vorliegenden Arbeit unterstützt haben.

Besonderer Dank gilt Dr. Dagmar Haase und Dr. Angela Lausch, Mitarbeiterinnen an der Sektion Angewandte Landschaftsökologie am UFZ Leipzig-Halle, ohne deren Anregungen und geduldige Unterstützung diese Arbeit nicht zustandegekommen wäre.

Außerdem danke ich Peggy und Buk, die mir die Kraft gegeben haben durchzuhalten.

<b>1. EINLEITUNG</b>	<b>1</b>
<b>1.1. ZIELSTELLUNG DER ARBEIT</b>	<b>1</b>
<b><u>1.2. Begriffe und Definitionen</u></b>	<b>3</b>
<b><u>1.3. Stand der Landschaftsstrukturierung und -anwendung</u></b>	<b>6</b>
<b><u>1.4. Bisherige Untersuchungen zu Elementen mit Filterwirkung in der Landschaft</u></b>	<b>7</b>
<b>2. MATERIAL UND METHODEN</b>	<b>18</b>
<b><u>2.1. Das Untersuchungsgebiet</u></b>	<b>18</b>
2.1.1. Lage und Geologie	18
2.1.2. Boden und Nutzung	19
2.1.3. Verwendete Karten und Fernerkundungsbilder	19
<b><u>2.2. Hard- und Software</u></b>	<b>21</b>
<b><u>2.3. Meßgeräte</u></b>	<b>21</b>
<b><u>2.4. Methoden</u></b>	<b>22</b>
2.4.1. Feldmethoden	22
2.4.2. Landschaftsstrukturberechnung	23
2.4.3. Statistik	28
<b>3. ERGEBNISSE UND DISKUSSION</b>	<b>29</b>
<b><u>3.1. Vegetationseinheiten</u></b>	<b>29</b>
<b><u>3.2. Ergebnisse der Feldmessungen</u></b>	<b>31</b>
3.2.1. Die Acidität	31
3.2.2. Die Leitfähigkeit	34
3.2.3. Diskussion der Feldmessungsergebnisse	38
<b><u>3.3. Landschaftsstrukturmaße</u></b>	<b>41</b>
3.3.1. Grundsätzliche Probleme bei der Erfassung und Quantifizierung von LSM	41
3.3.2. Ergebnisse der LSM-Berechnung	43
<u>Flächenmaße</u>	44
<u>Kantenmaße</u>	48
<u>Core-Maße</u>	50
<u>Maße der Nächsten Nachbarschaft</u>	51
<u>Interspersion und Juxtaposition Index (IJI)</u>	53
3.3.3. Diskussion der Ergebnisse der Landschaftsstrukturberechnung	55
<b>4. ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK</b>	<b>57</b>
<b>LITERATUR</b>	<b>60</b>
<b>ANHANG</b>	

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Schema des Arbeitsablaufes .....	2
Abbildung 2: Schematische Darstellung der Begriffe Landschaft, Klasse und <i>Patch</i> .....	3
Abbildung 3: <i>Core</i> bereiche innerhalb von <i>Patches</i> .....	26
Abbildung 4: Leitfähigkeitswerte im Bereich Schkölen unter Verwendung verschiedener Statistikmethoden .....	28
Abbildung 5: Die Position der Meßfühler an den verwendeten Meßsonden .....	37
Abbildung 6: Fehlerentstehung beim Umwandeln von Vektordaten in Rasterdaten .....	41
Abbildung 7: Scatterplot %LAND .....	44
Abbildung 8: Flächenvergleich.....	45
Abbildung 9: Scatterplot MPS.....	46
Abbildung 10: Scatterplot PD.....	47
Abbildung 11: Scatterplot ED .....	48
Abbildung 12: Scatterplot MECI.....	49
Abbildung 13: Scatterplot TCAI .....	50
Abbildung 14: Vergleich MPI Feinkartierung und BTK Sachsen.....	52
Abbildung 15: Scatterplot MNN .....	53
Abbildung 16: Scatterplot IJI.....	54

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Beispiele für Ökotone und Landschaftsstrukturebenen auf verschiedenen Skalen.....	4
Tabelle 2: Datengrundlagen.....	20
Tabelle 3: Wichtungstabelle für die Berechnung der Kantenkontraste .....	26
Tabelle 4: Häufigkeit der Bodenreaktion (Bezeichnungen nach Blume, 1990).....	33

## Anhang

Übersichtsabbildungen für die fünf Untersuchungsbereiche mit schematischem Profilverlauf  
1:100, Vegetationseinheiten und Meßwertvergleich

- Karte 1: Lage des Untersuchungsgebietes im Raum Leipzig-Halle
- Karte 2: Lage der untersuchten Bereiche im Untersuchungsgebiet
- Karte 3: Vegetationseinheiten im Untersuchungsgebiet
- Karte 4: Landnutzungsklassen im Untersuchungsgebiet, Feinkartierung
- Karte 5: Vergleichslandschaften
- Karte 6: Darstellung des Kantenkontrasts auf Patchebene, Feinkartierung
- Karte 7: Geschätzte Wirkungstiefen von Feldgehölzen und anderer retentionswirksamer  
Strukturen




## Abkürzungsverzeichnis

Ah-Horizont	humoser Oberboden-Horizont
Ap-Horizont	pflugbeeinflußter Oberboden-Horizont
BTK Sachsen	Biotoptypenkartierung Sachsen
BTK SA	Biotoptypenkartierung Sachsen-Anhalt
BZE	Bodenzustandserhebung
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
DOC	Dissolved Organic Compounds
ERDAS	Earth Resource Data Analysis System
GIS	Geographisches Informationssystem
IRS-PAN	Indian Remote Sensing Satellite (panchromatische Aufnahme)
KAK	Kationen-Austausch-Kapazität
Landsat-5-TM	Landsat-5-Thematic Mapper
LSM	Landschaftsstrukturmaße
MW	Mittelwert
Pixel	Picture Element

### Landschaftsstrukturmaße

%LAND	Percent of landscape
ED	Edge density
EDCON	Edge contrast index
IJI	Interspersion and juxtaposition index
LPI	Largest patch index
MECI	Mean edge contrast index
MNN	Mean nearest-neighbour
MPI	Mean proximity index
MPS	Mean patch size
PD	Patch density
PROXIM	Proximity index
TA	Total landscape area
TCAI	Total core area index

Das Zeichen  verweist auf Bezüge zur Fragestellung dieser Arbeit und auf Diskussionspunkte in der Auswertung.

# **1. Einleitung**

## **1.1. Zielstellung der Arbeit**

Der Schutz der Umwelt und Ressourcen ist eines der wichtigsten Themen unserer Zeit. Wurde noch vor wenigen Jahrzehnten von einem unbegrenzten Wirtschaftswachstum ausgegangen, holen uns die Folgen rücksichtsloser Entwicklung in Form von gravierenden Umwelt- und Klimaveränderungen ein. Diese Entwicklung zwingt zur umfangreichen Erforschung natürlicher Prozesse und der Auswirkungen, die menschliches Handeln darauf hat. Dabei verschwimmen die Grenzen der klassischen Naturwissenschaften immer mehr, nur durch interdisziplinäre Forschung können die zahlreichen Wechselwirkungen erfaßt und Ansätze zur Lösung der komplexen Probleme erarbeitet werden.

Eine der für das Leben wichtigsten Ressourcen ist das Wasser. Seine Qualität bestimmt auch die Lebensqualität des Menschen. Deshalb wurden Kriterien und Maßnahmen zur Gewässergütekontrolle entwickelt, die auf Grundlage der aktueller Forschungsergebnisse ständig verbessert werden. Dennoch bestehen noch große Reserven beim Schutz des Wassers. Gewässer als wichtiger Teil des natürlichen Wasserkreislaufs sollen bestmöglich vor Belastungen durch menschlich verursachte Einträge geschützt werden. Dies ist durch technische Mittel gut möglich, wenn der Eintrag an einem bestimmten Ort stattfindet. Problematischer ist es, diffuse Einträge zu kontrollieren, da hierbei bezüglich der Eintragswege und Kontrollmechanismen noch Forschungsbedarf besteht.

Ein Bereich, in dem diffuse Stoffeinträge in Gewässer eine große Rolle spielen, ist die Landwirtschaft. Bei der Kontrolle des Stoffaustrags aus Agrarflächen sind Vegetationsstrukturen zwischen den landwirtschaftlichen Nutzflächen von großer Bedeutung (Ryszkowski et al., 1996), weshalb bei Untersuchungen zu diesem Thema diesen Strukturen besondere Beachtung zukommt.

Für die vorliegende Arbeit wurde eine Agrarlandschaft in der Nähe von Leipzig ausgewählt, um naturnahe Vegetationsstrukturen zu untersuchen. Durch die Anwendung einfacher Feldmeßmethoden sollte mit möglichst geringem Aufwand eine ausreichende Datenmenge zu Bodenparametern erfaßt werden, die Stoffströme, besonders anorganischer Stoffe, charakterisieren. Die Ergebnisse dieser Messungen sollten dahingehend untersucht werden, ob sich hieraus Aussagen zum Stoffeintrag aus Agrarflächen in Fließgewässer unterster Ordnung ableiten lassen. Dabei war von Interesse, welchen Einfluß die Vegetationsstrukturen auf die gemessenen Parameter haben.

Für die untersuchte Landschaft wurde auf GIS-Basis eine Analyse der Landschaftsstruktur vorgenommen, deren Ergebnisse mit den Ergebnissen der Feldmessungen verglichen wurden. Dabei sollte festgestellt werden, ob es Zusammenhänge zwischen der Landschaftsstruktur und dem Stoffeintrag in Fließgewässer gibt.

Erstellt wurde die Arbeit am Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle (UFZ) in der Sektion Angewandte Landschaftsökologie.

Einer der Forschungsschwerpunkte am UFZ ist die Untersuchung des Einflusses der Landnutzung auf den Landschaftshaushalt in agrarisch dominierten Räumen. Dabei kommt neben der Erforschung der Prozesse innerhalb des Landschaftshaushaltes der Anwendung der Ergebnisse auf große Flächen (Landschaften, Regionen) große Bedeutung zu. Die Verwendung von Geoinformationssystemen (GIS) stellt ein geeignetes Instrument zur Erfassung, Verarbeitung und Modellierung der dabei zu bewältigenden Datenmengen dar.

Bei der Klärung von Zusammenhängen zwischen Landschaftsindizes und ökologischen Funktionen und Prozessen besteht ein großer Forschungsbedarf, wobei das Ziel die breite Anwendbarkeit von Indizes für die praktische Planung ist (Blaschke, 2000a). In der vorliegenden Arbeit wird versucht, die Erfassung von Prozessen im Landschaftshaushalt mit Landschaftsstrukturanalyse zu verknüpfen, um grundsätzliche Zusammenhänge aufzudecken und für weiterführende Anwendungen zugänglich zu machen.

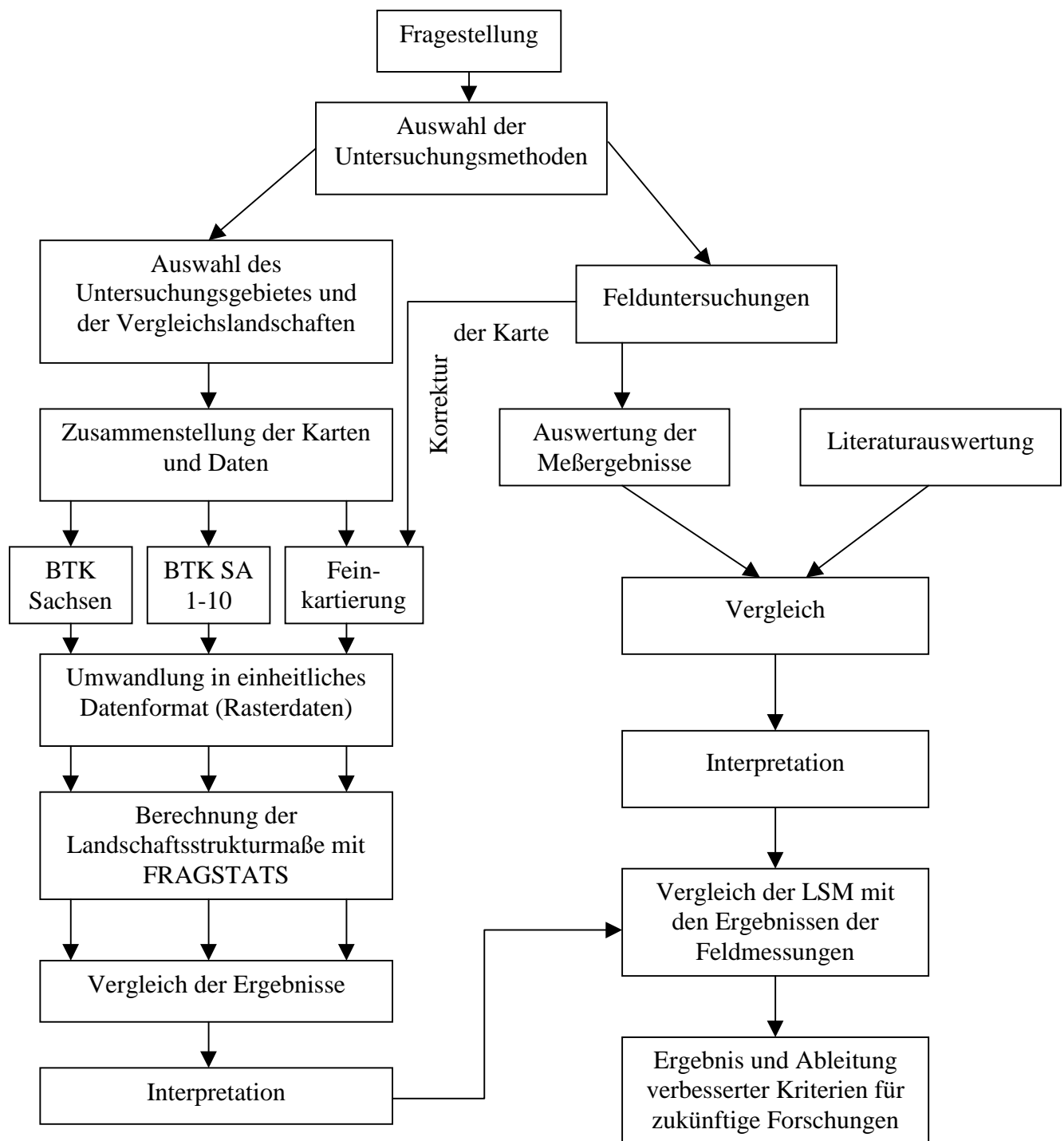


Abbildung 1: Schema des Arbeitsablaufes (eigene Darstellung)

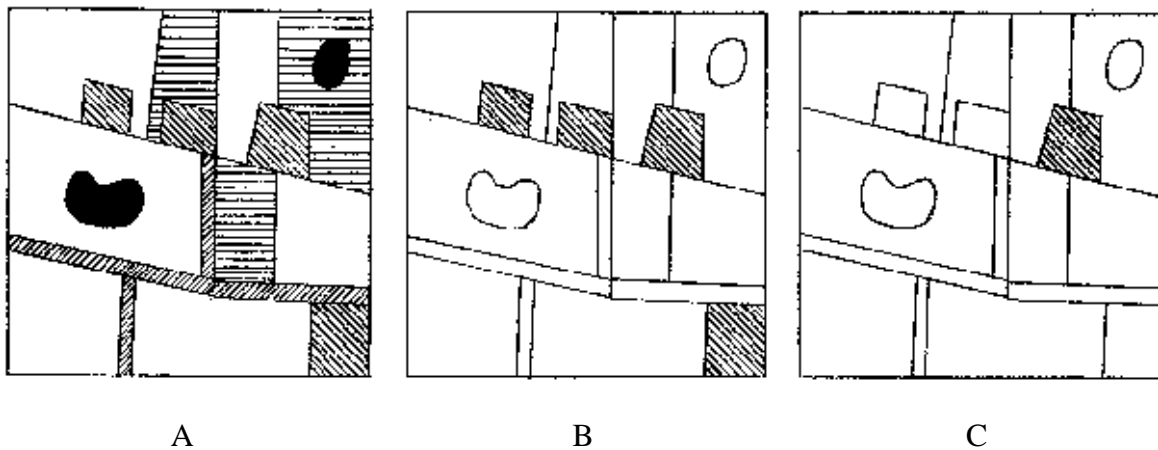
## 1.2. Begriffe und Definitionen

### Landschaft

In der Landschaftsökologie nach Forman und Godron (1986) wird die Landschaft als Synthese einer Vielzahl von Einzelementen verstanden, an der drei wesentliche Merkmale

- Struktur
- Funktion und
- Dynamik

untersucht werden (Forman und Godron, 1986). Die Landschaft setzt sich hierbei aus der Gesamtheit der Komponenten Klassen und Einzelemente (*Patches*) zusammen (s. Abbildung 2).



**Abbildung 2: Schematische Darstellung der Begriffe Landschaft (A), Klasse (B) und Patch (C)**

Die Klasse ist die Gesamtheit aller Einzelemente (*Patches*), die einem bestimmten abgegrenzten Thema zugeordnet werden können.

Ein Patch ist die kleinste abgrenzbare, in sich homogene Einheit innerhalb der Landschaft. Die Abgrenzung in *Patches* und Klassen erfolgt nach bestimmten, von der Zielstellung der Erfassung abhängigen Kriterien, wodurch die natürlichen Verhältnisse vereinfacht wiedergegeben werden.

Zur Erfassung von Landschaftsfunktionen erweist sich die scharfe Abgrenzung von Strukturen oft als ungeeignet, weshalb die Grenzen in diesem Fall als Ökotone betrachtet werden.

### Ökotone

Ökotone sind mehr oder weniger abrupte Übergänge zwischen voneinander verschiedenen Ökosystemen oder Teilen davon. Ökotone beinhalten Änderungen in der Vegetation, oftmals auch in der Vegetationsstruktur. Diese Änderungen können durch anthropogen verursachte

Störungen oder durch natürliche edaphische Grenzen z.B. des Klimas, des Boden oder der Hydrologie verursacht sein. Ökotope treten von großen Skalen wie Ökoregionen bis zu kleinsten Maßstäben unterhalb der Pflanzengesellschaftsebene auf (Johnston et al., 1992).

Skala	Ökoton Übergang von	Mögliche Betrachtungsebene der Landschaftsstruktur
Makro	Borealer Nadelwald – Tundra	Landschaftsebene
Meso	Laubwald – Heide	Klassen-/Landschaftsebene
Mikro	Acker – Feldgehölz	<i>Patch</i> -Ebene
Nano/Pico	Pflanze – Pflanze	-

**Tabelle 1: Beispiele für Ökotope und Landschaftsstrukturebenen auf verschiedenen Skalen**

Beispiele für Ökotope auf der *Patch*-Ebene sind Waldränder, Feldraine und Uferbereiche stehender und fließender Gewässer. Die Gewässer mit ihren Uferstreifen sind als besonders sensible Landschaftsbereiche einzustufen, da ihnen eine besondere Funktion als Ausgleichs- und Pufferbereich zukommt (Schumacher und Walz, 1999).

In der naturnahen Agrarlandschaft charakterisieren Ökotope Übergangsbereiche zwischen unterschiedlichen naturräumlichen Einheiten, die von Gegebenheiten wie z.B. Bodenart und Wasserangebot bestimmt werden. In Intensivagrarlandschaften, denen das Untersuchungsgebiet zuzurechnen ist, sind Ökotope dagegen meist nutzungsabhängige scharfe Grenzen in der Landschaft (Meyer, 1997).

Es kann davon ausgegangen werden, daß es sich bei den Übergängen von den Ackerflächen zu den Entwässerungsgräben im untersuchten Gebiet um Ökotope handelt, die jedoch größtenteils nutzungsabhängig geschaffen wurden.

#### Landschaftsstruktur und Landschaftsstrukturmaße

Landschaftsstruktur meint die raumbezogenen Eigenschaften von Elementen des Ökosystems bzw. deren räumliche Beziehung in der Landschaft untereinander (Forman und Godron, 1986).

Um Landschaften und ihre Struktur erfassen und auswerten zu können, wurden Landschaftsstrukturmaße (LSM) entwickelt. Diese „können als Indikatoren gelten, durch die das Muster, die Zusammensetzung bzw. Komposition und Konfiguration der Landschaft analysiert, beschrieben und quantifiziert werden“ (Lausch, 2000, S.18).

#### Geographische Informationssysteme (GIS)

Um geographische Sachverhalte mit Mitteln elektronischer Datenverarbeitung erfassen, darstellen und analysieren zu können wurden Geographische Informationssysteme (GIS) entwickelt. Dabei wird mit unterschiedlichen Datenmodellen gearbeitet, wobei sich grundsätzlich Vektor- und Rasterdatenmodelle unterscheiden lassen.

Vektordaten sind dabei auf Punkten beruhende Beschreibungen von raumbezogenen Objekten, deren geometrische Grundelemente Punkt, Linie und Fläche sind. Punkte werden dabei durch x,y-Koordinatenpaare, Linien durch x,y-Koordinatenfolgen und Flächen durch geschlossene x,y-Koordinatenfolgen definiert (Bill und Fritsch, 1991).

Rasterdaten sind direkt auf Flächen bezogen, wobei Pixel (Rasterpunkte) die geometrischen Grundelemente darstellen, die innerhalb einer Matrixstruktur gleichförmig angeordnet sind. Den Pixeln sind Werte zu Eigenschaften wie z.B. Farbwert oder Flächennutzungsklasse zugeordnet, jedoch besteht zwischen den einzelnen Bildelementen keine logische Verbindung (Bill und Fritsch, 1991).

### Hecken und Feldgehölze

Zu den häufig in der Agrarlandschaft vorkommenden Landschaftsstrukturelementen gehören Hecken und Feldgehölze. Hecken sind dabei aus überwiegend strauchartig wachsenden Gehölzen zusammengesetzt, bandartig entwickelt und meist durch den Menschen angelegt. So verhält es sich auch im Untersuchungsgebiet, wo die meisten Hecken und Feldgehölze in ihrer heutigen Lage durch die großen Meliorations- und Flurbereinigungsmaßnahmen der 70er Jahre entstanden sind. Als Feldgehölze bezeichnet man hauptsächlich von Bäumen bestandene, meist weniger als 1 ha bedeckende Flächen in der Agrarlandschaft. Beiden Strukturelementen ist gemein, daß sie eine relativ kleine Innenfläche gegenüber einer ausgedehnten Randzone aufweisen. Das hat zum einen Einfluß auf die Artenzusammensetzung, die viele Saumarten und Saumbewohner aufweist, zum anderen auf den Stoffumsatz, da ein langgestrecktes Übergangsgebiet von einem Landschaftselement (Nutzfläche) zum anderen (naturnahe Flächen) vorliegt (Knauer, 1993).

In dieser Arbeit wurde der Begriff Feldgehölz für alle hauptsächlich aus Bäumen bestehenden Strukturelemente verwendet, die innerhalb der Agrarlandschaft vorkommen, unabhängig davon, ob ihre Fläche 1 ha überschreitet. Ebenfalls angewandt wurde er für die Übersetzung des häufig in der englischsprachigen Fachliteratur verwendeten Begriffs *shelterbelt*.

### Der pH-Wert und seine Aussagekraft zur Pufferwirkung des Bodens

Der pH-Wert ist ein Maß für die Bodenacidität, die auf dem Gehalt des Bodens an dissoziationsfähigem Wasserstoff und an austauschbaren Aluminium-Ionen beruht (Scheffer und Schachtschabel, 1992). Für den Eintrag bzw. die Entstehung von H-Ionen gibt es verschiedene Wege:

- a) Bildung von Kohlensäure und organischen Säuren durch die mikrobielle Oxidation von Biomasse und bei der Wurzelatmung
- b) H-Ionen-Abgabe bei der Kationenaufnahme durch die Wurzel
- c) Eintrag saurer Niederschläge
- d) Oxidation von  $\text{NH}_4$  und  $\text{NH}_3$  aus Düngern und atmosphärischen Einträgen
- e) Oxidation von löslichen  $\text{Fe}^{2+}$ - und  $\text{Mn}^{2+}$ -Ionen und von Fe-Sulfiden.

Je nach Standort wirken diese Faktoren mit unterschiedlicher Intensität zusammen. Die Säureeinträge aus Niederschlägen gehen besonders auf  $\text{SO}_2$  und  $\text{NO}_x$  zurück, aus denen die starken Säuren  $\text{H}_2\text{SO}_4$  und  $\text{HNO}_3$  gebildet werden (Scheffer und Schachtschabel, 1992). Die Kronen der Bäume kämten die Niederschläge aus, die dann als Kronentraufe oder Stammabfluß zum Boden gelangen. Besonders deutlich zeigt sich der Säureeintrag aus

Niederschlägen da, wo Niederschläge gesammelt ankommen, z. B. am Fuß von Bäumen des Trichtertyps (Otto, 1994), wie Untersuchungen von Neumeister et al. (1997) gezeigt haben.

Der pH-Wert als Ausdruck der Acidität ist eine wichtige Größe bei der Bestimmung des Puffervermögens von Böden, besonders in Bezug auf die Rückhaltefähigkeit für Salze und Schwermetalle. In der „Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes“ (BA LVL, Marks et al., 1992) ist der pH-Wert Ausgangspunkt für die Bewertung des Filter- und Puffervermögens für Schwermetalle im Hauptwurzelraum, der durch Zuschläge für Humusgehalt und Bodenart zur endgültigen Bewertung führt.

Nach den Tabellen der BA LVL müßten die untersuchten Böden eine starke bis sehr starke Bindung für Schwermetalle haben.

Wie die Untersuchungen von Knauer und Mander (1990), Szpakowska und Karlik (1996), Haase et al. (2000a) und anderer Autoren zeigen, sind die Prozesse, die bei der Filterung von Schwermetallen eine Rolle spielen, sehr komplex. Die wenigen Kriterien, die bei der BA LVL-Bewertung zu einer Aussage führen, geben diese Prozesse nur ungenügend wieder und sind so nur als Anhaltspunkt zu gebrauchen.

### **1.3. Stand der Landschaftsstrukturierung und -anwendung**

Die Erhaltung der Erde als Lebensraum spielt in den letzten Jahrzehnten eine immer größere Rolle. Immer schneller und einschneidender verändert der Mensch seine Umwelt, was den Bedarf an lenkender und Schaden minimierender Planung erhöht. Der Begriff der Nachhaltigkeit erlangte besonders in den letzten zehn Jahren große Bedeutung. Neben der Vielfalt an Pflanzen und Tieren wird zunehmend auch die Vielfalt der Landschaft als schützenswert begriffen. Gerade in der Kulturlandschaft ist nachhaltiges Wirtschaften Voraussetzung für deren Erhalt, was wiederum genaue Kenntnis der Nutzungsstruktur und Prozesse in dieser Landschaft erfordert. Der Sachverständigenrat für Umweltfragen der Bundesrepublik empfahl in seinem Gutachten 1994 eine flächendeckende Ermittlung und Bewertung kritischer struktureller Veränderungen der Landschaft (Walz, 1999). Um sie zu Planungsprozessen heranziehen zu können, müssen Landschaftsstrukturen und ihre Veränderung den Erfordernissen gemäß darstellbar werden. Dies muß möglichst schnell und kostengünstig erfolgen, wozu sich der Einsatz von Geoinformationssystemen (GIS) und Fernerkundung anbietet. Auch in Ökologie, Naturschutz und Landschaftsplanung wird nach quantifizierbaren Maßen von Elementen einer Landschaft oder eines Ökosystems verlangt, wofür ebenfalls GIS und Fernerkundung eingesetzt werden kann (Blaschke, 1999).

Bisher wurden Landschaftsstrukturmaße unter anderem für folgende Fragestellungen angewandt:

1. Quantitative Zustandsbewertung und -beschreibung von Landschaften und Landschaftsausschnitten (teilweise unter Betrachtung verschiedener Zeitschnitte)
2. Landschaftsmonitoring
3. Landschaftsbewertung unter Gesichtspunkten der Zerschneidung und Hemerobie
4. Diversitätsuntersuchungen (Biotop- und Landschaftsdiversität)
5. Populationsökologische und vegetationskundliche Untersuchungen
6. Beziehungen zwischen Landschaftsstruktur und Landschaftsfunktion (z.B. Stoffkreisläufe, Klima, Erholungsfunktion)  
(Zusammenstellung nach Lausch und Menz, 1999, Beispiele mit Quellenangaben s.d.)

Bei den Untersuchungen kommt der Auswahl der Daten, Klassen und Maßstäbe entsprechend der jeweiligen Fragestellung besondere Bedeutung zu (Blaschke, 1999). Deshalb weisen Autoren immer wieder auf die Notwendigkeit der Normierung wichtiger Modellparameter hin, um von nicht wiederholbaren Individualstudien zur breiten Vergleichbarkeit verschiedener Arbeiten zu gelangen (Walz, 1999; Blaschke, 1999; Lausch, 1999).

Praktische Anwendung fand die Untersuchung der Landschaftsstruktur schon zur Biodiversitätsanalyse, wobei aber anfänglich nicht Strukturparameter berechnet, sondern durch subjektive Auswahl Landschaftstypen unterschieden wurden (Ryszkowski und Karg, 1996).

Einen Versuch, die Landschaftsstruktur mit dem Phosphor-Export in aquatische Ökosysteme in Beziehung zu setzen machten Hillbricht-Ilkowska et al. (1995), wobei sich die Abgrenzung der Strukturen als schwierig erwies. Trotzdem konnten einige Aussagen getroffen werden. Die höchste Phosphor-Exportrate hatte das Gebiet mit der höchsten Fließgewässerdichte, der niedrigsten *patch density* (*Patchdichte*) und der größten Ökotonlänge um *low barrier patches* (*Patches* mit geringer Rückhalteleistung, z.B. Äcker). Die niedrigste Phosphor-Exportrate hatte das Gebiet mit der kleinsten *Patch*-Größe und der größten *Patchdichte*. Dies scheinen Indizien dafür zu sein, daß Phosphor-Exportraten eher von der Größe und Verteilung der *Patches* abhängen, als vom Anteil bestimmter Arten von Flächen an der Gesamtfläche.

Während es in der Arbeit von Hillbricht-Ilkowska et al. (1995) um den Vergleich verschiedener Landschaften über die Größe der Gesamtexportrate eines Elements in Beziehung zu LSM auf Landschaftsebene ging, wird in der vorliegende Arbeit versucht anhand einfacher Parameter ausgewählte Stoffströme zu charakterisieren, bestimmten Landschaftselementen zuzuordnen und diese Zuordnung mittels LSM auf Klassen- bzw. *Patch*ebene nachzuvollziehen.

Da die Messung der Bodenparameter auf relativ kurzen Strecken erfolgt, um die Veränderungen an den Ökotonen detailliert erfassen zu können, muß hierbei in einem Maßstab deutlich unter 1:10 000 gearbeitet werden (Haase, 1999). Die Luftbilder für das Untersuchungsgebiet liegen im Maßstab 1:10 000 vor, ebenso die topographischen Karten und die Biotoptypenkartierung Sachsen. Eine wichtige Frage, die in dieser Arbeit geklärt werden muß ist also, ob es gelingt, die Betrachtung der Sachverhalte „von unten“ – Bodenmessungen auf größerem Maßstab – mit der Betrachtung der Sachverhalte „von oben“ – Berechnung der LSM auf Basis von Fernerkundung auf kleineren Maßstäben – in Verbindung zu bringen und den Abstand zwischen den verschiedenen Skalen zu überbrücken.

#### **1.4. Bisherige Untersuchungen zu Elementen mit Filterwirkung in der Landschaft**

##### Gewässerbelastung durch Stoffeintrag aus landwirtschaftlichen Nutzflächen

In Europa wurde Ende der 80er Jahre die diffuse Umweltverschmutzung (*non-point pollution*) als wichtige Zielgröße für die Umweltkontrolle erkannt. Besonders beim Gewässerschutz spielt *non-point pollution* eine große Rolle, da die Verursacher von Gewässerverschmutzungen oft weit entfernte Agrarflächen sind, deren Eintrag erst aus der Summe vieler Flächen für Gewässer zum Problem wird (Ryszkowski und Balazy, 1996).

Die wichtigsten belastenden Stoffe für Gewässer sind Nitrat, Pestizide und Jauche, dazu kommt die Phosphatbelastung durch Gülledüngung. Ryszkowski (1996) untersuchte diesen



Sachverhalt in Polen und stellt fest, daß durch diese Belastungen 1995 54% aller Farmquellen und 40% aller öffentlichen Quellen in Polen als ungesund eingestuft wurden. Dabei spielten ausgewaschene Stickstoffverbindungen die Hauptrolle, besonders Nitrat. Weiter wurde festgestellt, daß 85% der gesamten Flußlängen in Polen Wasser minderer Qualität führten (Ryszkowski, 1996). Die Intensivierung der Landwirtschaft, besonders in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts, hatte neben der Schwächung der Pflanzen- und Tiergesellschaften ein Absinken der Wasserspeicherkapazität der Agrarlandschaft zur Folge, Humusressourcen wurden reduziert und der Umweltbelastung durch die Landwirtschaft nahm zu.

Beim Eintrag eutrophierender Stoffe in Gewässer spielen landwirtschaftliche Flächen eine entscheidende Rolle. Anteile von bis zu 50% bei Stickstoff und bis zu 30% bei Phosphor, in relativ dünn besiedelten Gebieten bis 80 bzw. 50% am Gesamtinput kommen aus landwirtschaftlichen Flächen (Neilsen et al., 1980).

„Fließgewässer stehen mit der umgebenden Agrarlandschaft in funktionaler Beziehung, sie führen das aus der Fläche ablaufende Überschußwasser ab. Ablaufendes Oberflächenwasser transportiert ... Stoffe ... und bringt sie beim Fehlen von ausreichend leistungsfähigen Schutzstreifen direkt in das benachbarte Fließgewässer ein“ (Knauer 1993, S.158). Diese Aussagen werden gestützt von Untersuchungen anderer Autoren (s. bei Knauer und Mander, 1989), die Filterleistungen verschiedener Saumbiotope untersuchten.

#### Funktion von Feldgehölzen in der Agrarlandschaft

Zur Wirkung von Hecken auf den Boden benachbarter Felder beschreibt Knauer (1993) den Eintrag von Biomasse durch Laub, Früchte und andere Pflanzenreste, welcher im 5m-Bereich bis zu 50g Trockenmasse pro m<sup>2</sup> betragen und bis zu 20m weit nachgewiesen werden kann. Verbunden damit läßt sich auch eine Erhöhung des Kohlenstoff- und Stickstoffgehalts sowie eine geringfügige Erhöhung der Phosphat- und Magnesiumgehalte nachweisen. Durch den Einfluß der Hecke wird auch das Mikroklima beeinflusst, was verschiedene mikrobielle Aktivitäten fördert.

Hecken haben einen verringerten Einfluß auf die Winderosion, was zum einen durch Abbremsen des Windes geschieht, der dann auf der Leeseite über eine größere Strecke keine abtragende Kraft besitzt, zum anderen werden die Strömungsbahnen vom Boden abgelenkt, was ebenfalls eine Verbesserung des Bodenschutzes zur Folge hat (Knauer, 1993). Die Wirkungstiefe wird meistens als ein vielfaches der Heckenhöhe angegeben, wobei das 15- bis 17fache als realistisch gilt (Hassenpflug, 1990).

Auf eine weitere wichtige Funktion von Hecken und Feldgehölzen wird auch hier eingegangen: die Bedeutung als Trittsteine und Inselbiotope im Biotopverbundsystem. Viele Pflanzen und Tiere sind auf die Lebensbedingungen in der Deckung größerer Gehölze angewiesen und können allein nicht existieren. Deshalb stellen Feldgehölze und Hecken sowie andere bandartige Landschaftselemente das Grundgerüst für eine ökologiegerechte Kulturlandschaft dar (Knauer, 1993).

Weitere landschaftsökologische Funktionen von Uferstreifen bestehen im Rückhalt lufteingetragener Schadstoffe, Verringerung der Erosionsgefahr im Uferbereich und der Beschattung des Gewässers, was die Erwärmung des Wassers und das Wachstum von Wasserpflanzen bremst (Knauer und Mander, 1989).

Bei der Auswertung der gemessenen Parameter ist darauf zu achten, ob die angegebene Einflüsse – besonders der Stoffeintrag müßte Einfluß auf die Leitfähigkeitswerte haben – sich in den Werten niederschlagen.

### Beispielhafte Untersuchungen unter Verwendung einfacher Feldmeßmethoden

Um den Stoffeintrag in Fließgewässer untersuchen zu können, mußte nach geeigneten Methoden gesucht werden, die mit wenig Aufwand ein Maximum an Information liefern. Hierbei wurde auf Ansätze aus anderen Forschungsprojekten an der Universität Leipzig zurückgegriffen. Bisherige Methoden, wie sie zum Beispiel in der „Arbeitsanleitung zur Bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE)“ (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 1994) gehen von einer gleichmäßigen Verteilung der Meßpunkte im Gelände aus, wobei dies bei der BZE-Methode von einer repräsentativer Profilgrube aus in 8 Himmelsrichtungen und in einem Abstand von 10m erfolgen sollte.

Untersuchungen von Neumeister et al. (1996ff.) erforderten geeignete Parameter, die komplexe Zusammenhänge abbilden und dazu einfach zu ermitteln sind. Dazu wurde der pH-Wert als Maß für die Acidität und die elektrische Leitfähigkeit gewählt. Beide Parameter sind physikalische, chemische und biologische Prozeßgrößen und für beide stehen einfache Feldmeßmethoden zur Verfügung (s. Abschnitt 2.3.1.).

Der pH-Wert charakterisiert das biogeochemische Reaktions- und Lebensmilieu sowie die Pufferung des Systems (Neumeister, 1999). Vom pH-Wert hängt die Migrierfähigkeit von Stoffen ab, was wiederum entscheidenden Einfluß auf die Stoffverfügbarkeit für Pflanzen und Tiere hat.

Die elektrische Leitfähigkeit ist das Maß für die in Lösung befindlichen Elektrolyte und somit auch ein Maß für Komponenten des Nährstoffvorrats für die Vegetation. Außerdem beschreibt die elektrische Leitfähigkeit die Intensität des Stoffumsatzes im untersuchten Raum.

Ein weiterer wichtiger Punkt nach der Wahl der Parameter ist der Ort ihrer Erfassung. Dabei bieten sich Systemein- und -ausgang an sowie systeminterne Schaltstellen. In diesen Bereichen ist mit erhöhter Umsatzintensität zu rechnen, wesentliche systeminterne Abläufe und Interaktionen des Systems mit seiner Umwelt können hier abgelesen werden. Dieser Ansatz bietet zwar nicht den großräumigen Überblick wie rasterhafte Methoden, jedoch werden kleinräumige Differenzen gut abgebildet, da sich die Untersuchungen auf die Bereiche konzentrieren, in denen mit erhöhtem Stofftransport zu rechnen ist.

Als Beispiel für eine Anwendung der genannten Ansätze ist die Untersuchung zur Interpretation der wesentlichen Stoffumsätze in der Landschaft im Raum Eibenstock (Neumeister et al., 1995). Dort wurden elektrische Leitfähigkeit und pH-Wert an den finalen Pegeln der hydrologischen Kleinsteinzugsgebiete gemessen, die in diesem Fall das integrale Milieu des Stoffumsatzes im gesamten Bereich repräsentierten, da dort Lockergestein über Granit ansteht und die hydrologischen Kleinsteinzugsgebiete als „Großlysimeter“ aufgefaßt werden können.

Für die vorliegende Arbeit wurden Übergangsbereiche zwischen Ackerflächen und Fließgewässern als Meßorte gewählt. Die hier anzutreffenden Vegetations- und Reliefveränderungen lassen eine veränderte Dynamik von Umsatz- und Transportprozessen erwarten. Es wurden Transekte in den angrenzenden Ackerflächen bemessen und die Meßergebnisse mit denen der Übergangsbereiche auf Unterschiede verglichen.

## Spezifische Untersuchungen zur Retention

Die aufgeführten Arbeiten sollen zeigen, welche Ergebnisse spezifische Untersuchungen zur Retention naturnaher Strukturelemente in der Agrarlandschaft bisher vorliegen. Sie sollen einen Einblick in die Vielfalt der ablaufenden Prozesse und der zu untersuchenden Stoffe geben. Die Interpretation der gemessenen Parameter Bodenacidität und Leitfähigkeit der Bodenlösung wird sich an diesen Ergebnissen orientieren.

## Filterwirkung von Saumbiotopen an Gewässern

Speziell mit der Frage des Gewässerschutzes durch Saumbiotope beschäftigten sich Knauer und Mander (1989 f.). Die untersuchten Biotope waren Erlenwald, natürliche Wiesen in verschiedenen Ausprägungen, Dauerweide und ein flacher Teich mit höheren Wasserpflanzen. In ihren Untersuchungen wurde Oberflächenabflußwasser und mittels Saugsonden gesammeltes oberflächennahes Wasser verschiedener Standorte auf pH-Wert, CSB-Wert (chemischer Sauerstoffbedarf), Gesamtkohlenstoff,  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$ , Gesamtstickstoff,  $\text{PO}_4\text{-P}$ , Gesamtphosphor, Pb, Cd, Cu und Cr untersucht.

Die pH-Werte lagen zwischen 6,5 und 7,5 und zeigten keine Unterschiede zwischen Acker und Kompensationsstreifen, was auf Düngung, Kalkung, einen relativ hohen Kalkgehalt und gute Belüftung der Böden zurückgeführt wurde.

Für Stickstoff wiesen der Erlenwald und die natürliche Wiese die besten Filtereigenschaften auf. Ammoniumstickstoff wurde in allen untersuchten natürlichen und naturnahen Saumbiotopen effektiv gefiltert bzw. umgewandelt, etwas geringer war die Verminderung des Nitratstickstoffs. Der Gesamtstickstoffgehalt des Oberflächenwassers wurde von den natürlichen und naturnahen Saumbiotopen um 65-82% vermindert, von der Dauerweide um 24%, während im Teich ein Anstieg um 13% verzeichnet wurde. Im Bodenwasser war der Gesamtstickstoffgehalt unter Wiese und Erlenwald um 20% verringert, unter der Dauerweide aber um 19% erhöht. Beweideten Grünlandflächen auf steilen Hängen kann also nur gering bis keine Pufferwirkung zugeschrieben werden.

Der Phosphorgehalt im Oberflächenwasser korrelierte mit der Erosionsintensität, was den Schluß zuläßt, daß Phosphor überwiegend an Bodenteilchen gebunden transportiert wird. Die natürlichen und naturnahen Saumbiotope verminderten den Phosphorgehalt um 95-100%, die Dauerweide nur um 2,8%.

Für Stickstoff und Phosphor gleichermaßen wurde eine exponentielle Verringerung der Filteraktivität mit zunehmender Breite der Kompensationsstreifen festgestellt, das heißt, die größte Bedeutung bei der Adsorption der vom Acker ausgewaschenen Stoffe den direkt an den Acker angrenzenden Bereichen zukommt, was Untersuchungen anderer Autoren bestätigen (s. bei Knauer und Mander, 1989).

Nach der Düngung erhöhte sich mit dem Stoffinput auch die Filterleistung der Saumbiotope, was ihre Wichtigkeit beim Gewässerschutz unterstreicht.

Bei den untersuchten Schwermetallen wurden unterschiedliche Filterwirkungen festgestellt, wobei Oberflächenwasser deutlich besser gefiltert wurde als Bodenwasser. Die Filterwirkung scheint mit zunehmender Breite der Kompensationszonen zuzunehmen, wobei für 100 m Breite Filterleistungen zwischen 73 und 100%, bezogen auf das Oberflächenwasser extrapoliert wurden, die Werte für Bodenwasser liegen deutlich darunter. Die höchste Durchlässigkeit wurde für Cadmium festgestellt, das fast überall stark durchgelassen wurde (Knauer und Mander, 1990). Dies hängt damit zusammen, daß Cadmium leicht in Lösung geht und unspezifisch an Oberflächen von Kationenaustauschern im Boden adsorbiert ist (Haase et al., 2000a).

Auf den Ergebnissen seiner Arbeit basierend schlägt Knauer (1993) einen dreiteiligen Kompensationsstreifen vor:

1. ackernaher Bereich mit Nährstoffanreicherung,
2. eine ähnlich breite Zone zur verstärkten Immobilisierung der Nährstoffe und schließlich
3. eine Filterzone, die möglichst als Streuwiese ausgebildet sein sollte.

Als Gesamtbreite für diesen Kompensationsstreifen werden 10-15 m angestrebt. In seine Überlegungen findet auch der zu erwartende Eutrophierungseffekt durch andauernden Nährstoffeintrag Eingang, der eventuell zu Vegetationsveränderungen mit Absinken der Filterleistung führen kann. Als vorbeugende Maßnahme dagegen könnte regelmäßige Mahd dienen.

Basierend auf der von Knauer (1993) angegebene Mindestbreite für Kompensationsstreifen an Fließgewässern von 10 m wurde bei der Berechnung der *Core*-Maße (s. Abschnitt 2.3.2.) ein Randbereich von 5 m definiert. Landschaftselemente mit *Core*bereich hätten dann eine Mindestbreite von 10 m. Im Fall der Feldgehölze die an Gewässer angrenzen kann somit von einer ausreichend breiten Kompensationszone ausgegangen werden.

Ebenfalls Untersuchungen im Kontaktbereich zwischen Äckern und Auen führte Laaser (1992) durch, wobei in Transekten Gradienten der pflanzenverfügbaren Konzentrationen der Nährstoffe Magnesium, Kalium und Phosphat ermittelt wurden. Neben der Bodenanalyse wurde auch Vegetation und Kleinrelief erfaßt, um sie auf mögliche Zusammenhänge mit den Bodenwerten zu untersuchen.

Die Anwendung des Zeigerpflanzenkonzepts nach Ellenberg (1979) erwies sich als problematisch, da die Ackerrandvegetation durch ständige Störungen infolge der Bearbeitung und Düngung der Ackerfläche keine vollentwickelte Pflanzengesellschaften darstellt und somit die Zeigerwerte hier keine Gültigkeit haben.

Natürliche Überflutungen führten zu einer Verringerung des Magnesiums, Einfluß auf die Konzentration von Kalium und Phosphat konnte nicht nachgewiesen werden. Die überflutungsbedingten Veränderungen hatten keinen Einfluß auf nicht überflutete Flächen.

Durch Düngung kam es lediglich am Ackerrand zu einem Anstieg der Mg-Konzentration, ansonsten konnten keine signifikanten Veränderungen festgestellt werden.

Die Nährstoffgradienten zeigten, daß am Ackerrand und auf der Böschung von Verarmungszonen auszugehen ist, während sich am Böschungsfuß häufig eine Zone höheren Nährstoffgehalts einstellen kann. Es konnten jedoch anhand der Nährstoffgradienten keine deutlichen lateralen Transportströme festgestellt werden.

Nach Meinung der Autorin scheinen Böschungen eine Barrierefunktion wahrnehmen zu können. Dies geschieht zum einen durch zeitweiliges Stoppen des erosiven Zustroms von Stoffen, zum anderen durch die Unterbrechung der Transportströme unterhalb der Geländeoberfläche, die durch eine Annäherung der Geländeoberfläche an den Grundwasserspiegel erfolgt, wobei eine Konzentrationszone die transportierten Stoffe auffängt. Voraussetzung dafür ist eine Böschungshöhe von mindestens 0,5 – 1,5 m und ein Böschungswinkel von mindestens 11° Neigung (Laaser, 1992).

Hillbricht-Ilkowska et al. (1995) untersuchten Zusammenhänge zwischen Phosphat-Eintrag in aquatische Ökosysteme und der Landschaftstruktur. Dabei wird Auewäldern und anderen Auevegetationen eine Rückhaltefähigkeit für Phosphor- und Stickstoffverbindungen

zugeschrieben. Da Phosphat größtenteils an Bodenteilchen gebunden transportiert wird, sind die Hauptprozesse bei der Phosphatretention in Auen Sedimentation und Bindung an anorganische Teilchen, besonders Ton, wobei frische Sedimente einen höheren Retentionseffekt haben. Unterstützt wird die Retention durch aerobe Bedingungen und möglichst langen Bodenkontakt des Wassers, weshalb die Retentionsleistung durch Mäander und breite krautige Raine erhöht wird. Hemmend wirken sich hingegen anaerobe Bedingungen und Akkumulation organischen Materials aus, wodurch die Retentionsprozesse einer hohen Saisonalität unterliegen, da diese Faktoren im Auenbereich stark schwanken.

Für die Entwässerungsgräben, die als Fließgewässer der untersten Ordnung in dieser Arbeit untersucht wurden, bedeutet das folgendes: im Frühjahr nach der Schneeschmelze, der Zeit mit dem höchsten Wasseraufkommen, läuft viel Wasser von den Ackerflächen in die Gräben, wobei mit einer hohen Auswaschung aus den kaum bewachsenen Flächen zu rechnen ist. Zu diesem Zeitpunkt ist die Vegetation der Saumstreifen noch wenig entwickelt, wodurch ein geringes Retentionspotential vorliegt. Ein relativ langer Bodenkontakt des Wassers ist gegeben, da es trotz begradigter Gräben durch das sehr geringe Gefälle zu einem sehr langsamen Abfluß kommt, was die Sedimentation fördert. In dieser Phase herrschen allerdings in den Kontaktbereichen des Wassers mit dem Boden anaerobe Bedingungen, was wiederum die Retention hemmt. Nach Rückgang des Wassers kann bei Luftzutritt und sich entwickelnder Vegetation die Aufnahme der abgelagerten Stoffe erfolgen. Es zeigt sich, daß die Retention in diesem Fall einer Saisonalität unterliegt bzw. zeitverschoben stattfindet. Eine entscheidende Rolle spielt dabei die allgemein geringe Geländeneigung. In Landschaften mit größerem Gefälle ist von einer wesentlich schlechteren Retention von Stoffen wie Phosphor, die an Bodenteilchen gebunden transportiert werden, auszugehen.

Weitere Ergebnisse zum Zusammenhang zwischen pH-Wert und der Mobilisierung von Stoffen wurden bei der Untersuchung von Überflutungssedimenten aus dem Leipziger Auwald durch Haase et al. (2000b) ermittelt. Die Simulation saurer Depositionen hatte die Mobilisierung leicht löslicher, an die Tonmatrix gebundener Stoffe (Nährstoffe, Cd, Zn) zur Folge, während alkalische Deposition zu einer Erhöhung der gelösten Anteile huminstoffgebundener, partikulär transportierter Metalle (Cu, Pb) führte.

Es ist zu untersuchen, inwieweit im Untersuchungsgebiet der pH-Wert die Mobilisierung von Stoffen beeinflusst und ob sich dies anhand des Leitfähigkeitswertes nachvollziehen läßt.

### Interne Kreisläufe in Pufferzonen

Prusinkiewicz et al. (1996) untersuchten

1. den Effekt von Bäumen auf den Rückhalt von Nährstoffen innerhalb von Feldgehölzen und
2. die Adsorptionsfähigkeit der Humusschicht der Böden von Feldern, Wiesen und Feldgehölzen.

Dabei wurden verschiedene Bäume (*Pinus sylvestris*, *Betula verrucosa*, *Quercus robur*) an Blättern und am Wurzelsystem untersucht, wobei Unterschiede im saisonalen Verhalten zwischen den verschiedenen Arten bei der Wasseraufnahme und der damit verbundenen Aufnahme von Nährstoffen festgestellt wurden. Die beste Rückhaltefähigkeit für Nährstoffe zeigten mit Mischbeständen bestandene Flächen, da sich dort die verschiedenen Optimumbereiche der Nährstoffaufnahme der verschiedenen Arten ergänzten.

Weiter konnte beobachtet werden, daß Nährstoffe durch die Wurzeln aus tieferen Bodenschichten mit geringerer Adsorptionskapazität in die Blätter transportiert werden, als Laub zu Boden fallen und Humus bilden, das heißt in Bereiche gelangen, die eine wesentlich höhere Adsorptionskapazität aufweisen.

Bei den Böden mit geringem Anteil an Tonmineralen, wie sie für die Barriere-Ökosysteme des Untersuchungsgebietes in der Turew-Region typisch sind, kann das gesamte Adsorptionsvermögen organischen Bodenbestandteilen zugeschrieben werden. Um die verschiedenen Standorte vergleichen zu können wurde die Kationen-Austausch-Kapazität (KAK) als Parameter gewählt, wobei der pH-Wert des Bodens eine wichtige Rolle spielt. Bei einem pH-Wert von 8,1 ist die KAK am geringsten, weshalb die Differenz  $KAK_{\Delta}$  zwischen der realen KAK und der KAK bei pH 8,1 als potentielle KAK bezeichnet wird. Das durch Huminsäuren aus verrottendem Laub angesäuerte Milieu führt besonders bei den Feldgehölzen zu einer hohen  $KAK_{\Delta}$ , die noch dazu jährlich erneuert wird. Die abgegebenen Kationen werden durch die Bäume aufgenommen. Bei einer untersuchten Wiese entlang eines Grabens wurden große Unterschiede in der  $KAK_{\Delta}$  festgestellt, die auf unterschiedliche Bodentypen mit unterschiedlichen Anteilen an organischem Material zurückzuführen waren. Der Boden mit einem hohen Anteil an organischem Material wies durch Humifizierungsprozesse einen erniedrigten pH-Wert auf, was wiederum zu einer erhöhten  $KAK_{\Delta}$  führte. Die abgegebenen Kationen werden hier von Wiesenpflanzen aufgenommen und durch Mahd können die angereicherten Nährstoffe aus dem System entfernt werden. Auf die selbe Art werden Nährstoffkationen ( $NO_3^-$  und  $HPO_4^{2-}$ ) genutzt und treten so nicht mehr als Gefährdung für die Gewässerqualität auf (Prusinkiewicz et al., 1996).

Der pH-Wert charakterisiert also nicht nur das Puffervermögen eines Bodens, sondern stellt eine einfach nachzuvollziehende Größe für die Höhe der KAK der organischen Bodenbestandteile und damit verbunden für das Retentionsvermögen von Vegetationseinheiten dar. Der pH-Wert sollte auch unter diesem Aspekt diskutiert werden.

Von Zyczynska-Baloniak, Szpakowska et al. (1996) zwischen 1987 und 1991 durchgeführte Untersuchungen beschäftigen sich mit der Rolle gelöster organischer Stoffe (*dissolved organic compounds* – DOC) in der Agrarlandschaft und deren Migrationsverhalten an biogeochemischen Barrieren.

DOC sind alle Kohlenstoffanteile die nach Filtration durch  $0,45\mu m$  im Filtrat zurückbleiben, also nicht partikulär gebunden sind. Durch ihre geringe Größe werden sie bei der Wasseraufbereitung nicht erfaßt und können somit bei erhöhter Konzentration eine Gefahr für die Wasserqualität darstellen (Haase, 1999).

Zyczynska-Baloniak, Szpakowska et al. (1996) stellten fest, daß Huminstoffe den größten Anteil an DOC bilden – im oberflächennahen Wasser sind es 50%, im Grundwasser bis 86%. Diese Huminstoffe beeinflussen das Lösungs- und Verteilungsverhalten anderer Ionen wie z.B.  $PO_4$ , Si und  $NO_3$ . Da Huminstoffe eine große spezifische Oberfläche haben, an die andere Ionen reversibel (oder irreversibel bei Komplexbildungen) angelagert werden können (Scheffer und Schachtschabel, 1992), stellen sie teilweise eine Gefahr für das Wasser dar, weil auf diesem Wege auch Schwermetalle, Pestizide und aromatische Kohlenwasserstoffe transportiert werden können. Deshalb kann der Anstieg der Huminstoffkonzentration im Wasser Anzeiger für ein erhöhtes Umweltrisiko sein. Untersuchungen zum Bindungsverhalten von Zink an DOC im Grundwasser und im Oberflächenwasser von Teichen und Gräben in der Agrarlandschaft bestätigen die Rolle der Huminstoffe beim Metalltransport (Szpakowska und Karlik, 1996), dasselbe bestätigen Förstner und Wittmann (1983) für andere Schwermetalle.

Bei der Untersuchung der Wirkung von biogeochemischen Barrieren auf die DOC wurde die höchste Konzentration an DOC in einem Teich, der durch einen 5-9 m breiten Weidestreifen von den ihn umgebenden Ackerflächen abgetrennt war, festgestellt. Bei Vergleich mit einem ähnlich gelegenen Teich ohne separierenden Weidestreifen wurde dort eine um 28% höhere Konzentration an DOC festgestellt. Einen weiteren Hinweis auf die Wirksamkeit von Weidestreifen als biogeochemische Barriere gaben die Untersuchungen der DOC im Grundwasser, welches von einer Ackerfläche zu einem Drainagegraben floß. Nach der Passage eines 20 m breiten Weidestreifens wurde eine Reduktion der DOC um 44% und der Huminstoffe um 51% festgestellt, wobei die Reduktion des DOC aus dem Abflußwasser vom Acker eine Funktion der Breite des Barrierestreifens zu sein scheint, denn nach einem 5 m breiten Weidestreifen konnte lediglich eine Reduktion um 10% festgestellt werden.

Bei den gesamten Untersuchungen über den Zeitraum von 5 Jahren wurde eine starke Abhängigkeit der DOC von Niederschlägen und Jahreszeit festgestellt. Perioden mit starken Regenfällen hatten einen starken Anstieg der DOC im Grund- und Oberflächenwasser zur Folge, was auf den gut durchlässigen lehmigen Sandboden über Lehm zurückzuführen ist. Die höchsten DOC-Werte unter den Weidestreifen und unter dem *Robinia pseudoacacia*-Feldgehölz (welches sich zwischen Weidestreifen und Acker auf einer Seite des ersten untersuchten Teiches befindet) zeigten sich im Herbst und in den Wintermonaten, was Rückschlüsse auf die reduzierende Funktion der Vegetation auf die DOC nahelegt.

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß Streifen von Weiden und Feldgehölzen als biogeochemische Barrieren für den Transport von gelösten organischen und mineralischen Stoffen wirken, wobei ihre Breite den Grad der Limitierung beeinflußt (Zyczynska-Baloniak, Szpakowska et al., 1996).

An den selben Objekten wurden 1993-1995 Szpakowska et al. (1996) weiterführende Untersuchungen, diesmal zum gelösten Mineralanteil im Grundwasser durchgeführt. Dabei wurden im Fall des 30 m breiten Weidestreifens entlang des Grabens gegenüber dem benachbarten Acker stark erhöhte Konzentrationswerte für Kalzium, Magnesium und mineralischem Kohlenstoff festgestellt. Dieser Umstand konnte auf die im trockenen Vorjahr 1992 erfolgte Kalkung der Ackerfläche zurückgeführt werden, die nun durch zwei relativ feuchte Jahre Auswirkungen auf den Weidestreifen zeigte. Die höchste Konzentration war 1993, in dem Jahr mit der höchsten Niederschlagsmenge zu beobachten. Niederschlagsmenge und auch die Ionenkonzentration sank in den beiden darauffolgenden Jahren. Mit der erhöhte Kalziumauswaschung war eine erhöhte Auswaschung anderer Komponenten wie Silizium, Magnesium und mineralischen Kohlenstoffs verbunden. Auch andere Autoren (s. bei Zyczynska-Baloniak, Karlik et al., 1996) bestätigen den Zusammenhang zwischen Kalkung und Mobilisierung anderer Mineralien und organischen Stoffen, wobei die Erhöhung der Huminstoffkonzentration wiederum einen Anstieg der transportierten Schwermetalle sowie anderer gefährlicher Stoffe (s.o.) zur Folge haben kann. Vergleichende Studien zur Wirkung von Kalkung auf kultivierte und unkultivierte Böden bieten Otabbong et al. (1993), wobei sich der unkultivierte Boden als empfindlicher für Auswaschungen von Kohlenstoff erwies und der kultivierte Boden interessanterweise einen Rückgang der Auswaschungen von einigen Metallen (Al, Fe, Mn, Cu und Zn) aufwies, der korreliert war mit einem geringeren Anstieg der Phosphorauswaschung.

Unabhängig davon bestätigt auch die Untersuchung von Szpakowska et al. (1996) die Verringerung von eutrophierenden Nährstoffen wie Nitrat (um 91-96%) und Phosphat (um 20-91%) im Grundwasser durch Weidestreifen.

Weitere Untersuchungen zeigen, daß sich die gleiche Menge Dünger, ausgebracht auf Acker und Wiese im zweiten Fall in einer geringeren Ionenkonzentration im Grundwasser

widerspiegelt und daß sich die Ionenzusammensetzung in Grund- und Oberflächenwasser von Forst- und Wiesenflächen sich von der der Ackerflächen unterscheidet (Bartoszewicz und Ryszkowski, 1996).

### Thermodynamische und biologische Prozesse im Zusammenspiel in Feldgehölzen

Mit der Frage warum Feldgehölze (*shelterbelts*) als biogeochemische Barriere funktionieren beschäftigen sich Ryszkowski und Kedziora (1996), die die Grundlagen in physikalischen Zusammenhängen sehen. Die Reflexion eingestrahelter Solarenergie ist um so geringer, je dunkler und je rauher Oberflächen sind. Feldgehölze erscheinen auf Echtfarben-Luftaufnahmen deutlich dunkler als Ackerflächen, ihre abwechslungsreiche Höhen- und Tiefenstruktur macht ihre Oberfläche im Vergleich mit homogen und niedrig bewachsenen Äckern und Weiden rauher. Weiterhin verringert Feuchtigkeit die Reflexion, eine Voraussetzung die bei Feldgehölzen durch stärkere Beschattung sowie ihr gehäuftes Auftreten in Verbindung mit wasserführenden Strukturen wie Gräben und Bächen ebenfalls gegeben ist. Durch ausgedehnte und tiefreichende Wurzelsysteme erreichen Bäume mehr Grundwasser, die große Summe ihrer Blattoberfläche durch hohe, breite Kronen bietet eine große Angriffsfläche für Sonneneinstrahlung und Wind. Dadurch werden 88% der absorbierten Solarenergie für Evapotranspiration verwendet. Somit sind Bäume „ökologische Wasserpumpen“ deren Evapotranspirationsleistung 22% über der von Weiden und 34% über der von Äckern liegt.

Die erhöhte Evapotranspiration ermöglicht es Bäumen, intensiver Nährstoffe aufzunehmen als dies Acker- und Weideflächen möglich ist, besonders gut, wenn verschiedene Arten beteiligt sind (s.o. Prusinkiewicz et al., 1996). Am wichtigsten erweist sich das für Nitrat ( $\text{N-NO}_3^-$ ), da es kaum an Bodenkolloide gebunden wird. Etwas unklar ist noch das Verhalten der Ammonium-Konzentration ( $\text{N-NH}_4^+$ ), die unter den untersuchten Feldgehölzen etwas höher war. Möglicherweise ist dies zum einen auf eine wesentlich höhere Nitrifikationsrate im Bereich der Feldgehölze zurückzuführen, zum anderen auf die Umwandlung eines Teils der mit dem Wasser vom Acker kommenden Nitrate in Ammonium unter sauerstoffärmeren Bedingungen. Trotzdem lag die Gesamtstickstoffkonzentration ( $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$ ) unter den Feldgehölzen um ein mehrfaches niedriger als im Grundwasser unter dem Feld. Ähnliche Trends wurden bei Sulfat, in einigen Fällen auch bei Natrium und Kalium beobachtet (vgl. Bartoszewicz und Ryszkowski, 1996).

Die Langzeit-Reduktion von Nährstoffen erfolgt auf verschiedenen Wegen. So werden nur 1% des aufgenommenen Stickstoffs in Holzmasse angelegt und 3% in organische Bodenbestandteile. Der Rest wird in dynamische Kreisläufe innerhalb der Pufferzone eingebracht, wobei Teilprozesse wie Nährstoffverlagerung, Freisetzung in Zersetzungsprozessen, Wiedernutzung durch das Wurzelsystem, Kationen-Austausch, Freisetzung in Denitrifikation und Ammoniakfreisetzung in die Luft eine Rolle spielen (Ryszkowski et al., 1997).

Ryszkowski et al. (1997) führen den Begriff der Breite der Biogeochemischen Barriere ein, womit die Breite eines Filterstreifens gemeint ist, die benötigt wird, um eine aus Richtung einer Agrarfläche kommende Wassermenge vollständig zu verdunsten. Je nach Wetterlage schwankt diese Breite natürlich, es wird also ein Durchschnittswert verwandt. Dieser Wert soll Pufferstreifen unterschiedlicher Zusammensetzung und Standorte vergleichbar machen und Aufschluß über deren Leistungsfähigkeit geben, da mit dem Wasser auch große Teile der mitgeführten Nährstofffracht umgesetzt werden. Da bei der Aufnahme der verschiedenen Elemente unterschiedliche Mechanismen wirken, kann die Breite der Biogeochemischen



Barriere nur einen Anhaltspunkt für Schätzungen geben. Je nach Aufgabenstellung müssen dann Methoden für präzisierende Untersuchungen ausgewählt werden.

Verschiedene Autoren haben zum Beispiel bereits die Rückhaltefähigkeit von Pufferstreifen für Nitrat in oberflächennahem Grundwasser untersucht, wobei die Breite der Biogeochemischen Barriere je nach Konditionen und Zusammensetzung zwischen 3 und 30 m variiert (s. bei Ryszkowski et al., 1997).

Mikroklimatisch hat die erhöhte Evapotranspiration, die bei den untersuchten Feldgehölzen 157% der Niederschlagsmenge ausmachte den Effekt, daß der Wasserkreislauf intensiviert wird. Die Luft wird gekühlt und der Boden erwärmt, was die Veränderung des horizontalen Wärme- und Wassertransports innerhalb der Landschaft zur Folge hat. In besonders heißen und windigen Perioden kann das den Wasserverlust der Landschaft um 34% vermindern.

Bedeutsam ist hier die Dichte der Feldgehölze in der Landschaft, da die Wirkungstiefe als ein Vielfaches der Feldgehölzhöhe angegeben wird, wobei der größte Effekt im Bereich bis zum 8fachen der Höhe auftritt. In diesem Bereich werden die Werte für Regen mit 107%, Wind 60% und potentielle Verdunstung 75% angegeben, wodurch sich der Ertrag auf 105% erhöht, wobei Flächen außerhalb des Einflusses von Feldgehölzen als 100% gesetzt werden (Ryszkowski, 1975).

Die Wirkungstiefe von Feldgehölzen stellt ein geeignetes Mittel dar, die Retentionswirksamkeit von Landschaftselementen auf eine bestimmte Fläche außerhalb des Feldgehölze zu beziehen. Somit wird es möglich, die Forschungsergebnisse zur Retention naturnaher Landschaftselemente auf die Gesamtlandschaft zu beziehen. Für diese Arbeit bietet sich die Wirkungstiefe zur Verknüpfung der Untersuchungsergebnisse zu Landschaftshaushalt und Landschaftsstruktur an.

Eine weitere Möglichkeit, um den Bezug zwischen Retention und Landschaftsstruktur herzustellen bietet die Breite der Biogeochemischen Barriere, da auch bei dieser Größe ein Flächenbezug gegeben ist.

### Landschaftsstruktur und Landwirtschaft

Erste Untersuchungen zu Zusammenhängen zwischen der Landschaftsstruktur und dem Stoffeintrag in Fließgewässer wurden bereits in den 70er Jahren von Borowiec et al. (1978) in Polen durchgeführt. Dabei wurden 13 Einzugsgebiete, die nach intensiver, mittlerer und extensiver landwirtschaftlicher Nutzung – Kriterien waren die Flächenanteile an Acker, Forst und Grasland sowie die Bearbeitungsintensität – eingeteilt waren, untersucht. Zwei Jahre lang wurden jeweils für einen typischen Hektar jedes Einzugsgebietes an den Abflüssen die ausgewaschenen Ionen für Nitrat, Phosphat, Kalium, Kalzium und Magnesium erfaßt und dann in  $\text{g/m}^2$  umgerechnet. Zwischen den drei Kategorien landwirtschaftlicher Nutzung waren deutliche Unterschiede zu sehen, wobei die Differenz zwischen extensiv (durchschnittlich 30% Acker, 50% Forst und 19% Grasland) und intensiv genutztem Land (durchschnittlich 55% Acker, 18% Forst und 26% Grasland) mit 36-66% weniger Ionenauswaschung auf den extensiv genutzten Flächen am größten war.

Ähnliche Untersuchungen führte Bartoszewicz (1994) zwischen November 1988 und Oktober 1991 in zwei kleinen, von der Bodencharakteristik vergleichbaren Einzugsgebieten mit unterschiedlichen Landnutzungsanteilen durch. Dabei kam er zu dem Ergebnis, daß das Gebiet mit einem Anteil von 99% Ackerfläche und 1% Aufforstungen einen wesentlich höheren Austrag an Nitrat, Ammonium und Kalium pro  $\text{m}^2$  aufwies als das Gebiet mit Anteilen von 88% Acker, 3% Aufforstungen und 14% Wiesen. Den größten Unterschied

stellte er bei Nitrat fest, wo die Auswaschung aus dem intensiver agrarisch genutzten Einzugsgebiet einen 16fach höheren Wert als das Vergleichsgebiet aufwies. Zur Verteilung der naturnahen Landschaftselemente in den untersuchten Gebieten wird in dem Artikel nichts ausgesagt.

Mit einem weiteren Aspekt der Landschaftsstruktur beschäftigen sich Ryszkowski und Kedziora (1995): der Auswirkung der globalen Klimaänderung auf die Agrarlandschaft. Dazu wurden drei Typen meteorologischer Bedingungen in mathematischen Modellierungen eingesetzt: 1. Reale meteorologische Bedingungen für normale, trockene und feuchte Jahre die aus den Aufzeichnungen zwischen 1956 und 1992 ausgewählt wurden 2. Angenommene Bedingungen für ein normales, ein besonders trockenes heißes sowie für ein besonders feuchtes kaltes Jahr, gewonnen aus meteorologischen Langzeitdaten und 3. Vorhergesagte Bedingungen, wie sie sich aus der vorhergesagten globalen Klimaänderung ergeben. Unter allen Bedingungen zeigte sich, daß zwischen Feldgehölzen gelegene Ackerflächen weniger Wasserverlust aufweisen als freiliegende Ackerflächen. Dabei ist die Evapotranspiration der geschützt liegenden Äcker um so niedriger, je höher der Flächenanteil an Feldgehölzen an der Gesamtlandschaft ist.

Weiter wurde festgestellt, daß die Zusammensetzung der Pflanzenbedeckung einer Landschaft die Folgen der erwarteten globalen Klimaveränderung abschwächen kann, was zum einen für die Vorhersage lokaler Klimaveränderungen wichtig ist, zum anderen für die Planung kompensierender Maßnahmen auf lokalem Niveau angewandt werden kann. Wie weiter oben bereits beschrieben, besteht ein Zusammenhang zwischen der Evapotranspiration und der Rückhaltefähigkeit für gelöste Stoffe in Pufferzonen, wodurch die Vorhersagen zum Klima auch Vorhersagen zur Entwicklung der Umweltbelastung durch Agrarflächen ermöglichen können.

Im Zuge der Umstellung auf eine nachhaltige Landnutzung spielen Strukturelemente der Landschaft wie Feldgehölze und Wiesenstreifen eine bedeutende Rolle. Neben der Reduktion von Nährstoffen wie Nitrat, Phosphor, Kalzium und Magnesium helfen diese Elemente den Wasserzyklus der gesamten Landschaft zu intensivieren und damit deren Wasserretention zu erhöhen. Mit dem physikalischen Wasserrückhalt ist gleichzeitig die chemische Retention der im Wasser gelösten Stoffe verbunden. Die erhöhte Landschaftsdiversität läßt Tiere und Pflanzen wieder einwandern, wodurch 60-100% der potentiellen regionalen Fauna und bis zu 70% der potentiellen regionalen Flora in die Agrarlandschaft integriert werden können (Ryszkowski und Balazy, 1996).

Ergebnisse der Untersuchungen zu Zusammenhängen zwischen Landschaftsstrukturmaßen und dem Phosphor-Eintrag in Fließgewässer durch Hillbricht-Ilkowska et al. (1995) sind im Kapitel 1.3. beschrieben.

### Zusammenfassung

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß Kompensationszonen, die Ackerflächen von Gewässern trennen, ausgewaschene Stoffe zurückhalten können. Dabei ist der Grad der Retention abhängig von der Art der Stoffe, der Vegetationszusammensetzung, dem Boden und der Ebene, auf der das Wasser transportiert wird (Oberflächenwasser, oberflächennahes Grundwasser, oberflächenfernes Grundwasser). Entscheidend für die Mobilität verschiedener

Stoffe ist die Bodenacidität, wobei sowohl im sauren (z.B. für Nährstoffe, Cd, Zn) als auch im alkalischen Bereich (z.B. für Cu, Pb) liegende pH-Werte Anzeiger für erhöhte Mobilisierung sein können.

Die Retention erfolgt auf verschiedenen Wegen, wobei die Spanne von einfachen mechanischen Prozessen bis zu äußerst komplexen biologisch-thermodynamischen Kreisläufen reicht.

Dieses Retentionspotential läßt sich auf Landschaftsebene nachvollziehen, da Landschaften mit einem höheren Anteil an Forst- und Wiesenflächen eine geringere Gewässerbelastung durch ausgewaschene Stoffe aufweisen.

Basierend auf diesen Grundlagen versucht diese Arbeit die Verknüpfung der Erfassung von einfachen Bodenparametern zur Charakterisierung von Stoffströmen mit Ergebnissen der Landschaftsstrukturanalyse. Es soll untersucht werden, ob Zusammenhänge zwischen Landschaftsstruktur und den ausgewählten Parametern der Landschaftsfunktion bestehen.

Um die einfließenden Faktoren übersichtlich zu halten wurde ein kleines Einzugsgebiet in einer relativ homogenen Agrarlandschaft ausgewählt sowie die Meßstationen so gelegt, daß der Stoffaustrag aus den agrarisch genutzten Flächen möglichst wenig durch Siedlungen und andere Emittenden überlagert wurde.

## **2. Material und Methoden**

### **2.1. Das Untersuchungsgebiet**

#### **2.1.1. Lage und Geologie**

Die Untersuchungen zur vorliegenden Arbeit wurden im Einzugsgebiet eines kleinen Vorfluters der Weißen Elster südlich von Markranstädt durchgeführt, wo dieses kleine Gewässer „Der Bach“ genannt wird. Das Untersuchungsgebiet liegt südwestlich von Leipzig, die Dörfer im Einzugsgebiet gehören alle zur Stadt Markranstädt. In Mitteleuropa entwässert der größte Teil der Flüsse generell in Süd-Nord-Richtung und so verhält sich auch hier.

Die Landschaft Nordwestsachsens ist geologisch durch Reste des varistischen Grundgebirges bestimmt, die größtenteils stark durch spätere erdgeschichtliche Prozesse, besonders aus der Zeit des Pleistozäns überprägt sind. Reste des varistischen Grundgebirges sind im Gebiet südwestlich von Leipzig in der Achse des Nordwestsächsischen Sattels erhalten, der in Nord-Süd-Richtung etwa auf der Linie Großschocher – Knauthain – Zitzschen verläuft. Der Grauwackesteinbruch in Großschocher ermöglicht einen Einblick in diese Periode der Landschaftsbildung. Die ältesten Lagen im Untersuchungsgebiet bestehen aus Abtragungsschutt des varistischen Grundgebirges, darüber befinden sich tertiäre Lagen mit mehr oder weniger starken Braunkohleanteilen, die wiederum von pleistozänen und holozänen Flußsedimenten überdeckt sind.

Die südlichste Endmoräne ist die zur Saaleeiszeit gehörende Rückmarsdorfer Endmoräne südwestlich von Leipzig. Sie bildet bei Rückmarsdorf einen flachen Höhenrücken, der sich in der flachen, von Geschiebelehm und Löß aufgebauten Landschaft nach Südwesten über den Raum südlich von Lützen bis Dehlitz bei Weißenfels verfolgen läßt. Das Gebiet zwischen

Plagwitz und Lützen, in dem sich das Untersuchungsgebiet befindet, gehört zu Resten eiszeitlich bedingter Feldflächen, bestehend aus Geschiebelehm und Löß (Wagenbreth, 1982).

### **2.1.2. Boden und Nutzung**

Nach den Ergebnissen der Bodenschätzung (Matz, 1956) kommt im Untersuchungsgebiet durchweg die Bodenart sandiger Lehm mit der Nebenbodenart Lehm (bis 20%) vor. Nach der Entstehung der Bodenarten läßt sich das Untersuchungsgebiet in drei Teile untergliedern: alluviale Entstehung (Untersuchungsbereich Thronitz und Räpitz), diluviale Entstehung (Untersuchungsbereiche Meyhen, Schkölen und Seebenisch) sowie Lößgebiet (nördlich des Grabens im Untersuchungsbereich Seebenisch).

Bei den im Untersuchungsgebiet vorkommenden Böden handelt es sich größtenteils um den Typ der Parabraunerden, die sich aus den hier vorhandenen Substraten Geschiebelehm und Löß unter dem schwach humiden Klima der Leipziger Tieflandsbucht bildeten (Hunger, 1992).

Besonders in den stauwasserbeeinflussten Bereichen der Gräben kommen Pseudogleye vor, die sich durch Redoximorphose unter dem Einfluß des Wechsels von Vernässung und Austrocknung bilden (Scheffer und Schachtschabel, 1992), in diesem Fall aus den vorhandenen Parabraunerden.

Im Untersuchungsgebiet überwiegt landwirtschaftliche Nutzung, wobei Ackerbau mit großen Schlägen die Landschaft prägt. Im Bereich der Siedlungen gibt es neben privatem Gartenbau Flächen in Streuobstnutzung. Erholungsfunktion haben einige Kleingartenanlagen.

Nach Einschätzung des Bodenatlas des Freistaates Sachsen (Landesamt für Umwelt und Geologie, 1997) liegt das Untersuchungsgebiet in einem Bereich mittlerer bis großer Erosionsgefährdung mit einem zu erwartenden Bodenabtrag von 10 bis 30 Tonnen pro Hektar und Jahr.

### **2.1.3. Verwendete Karten und Fernerkundungsbilder**

#### Karten

Das Untersuchungsgebiet wird größtenteils von der topographischen Karte 1:10 000 des Landesvermessungsamtes Sachsen (1997) mit der Kartenummer 4739-NW „Kulkwitz“ abgedeckt.

Diese Karte diente zur Orientierung im Gelände, wobei teilweise erhebliche Abweichungen zwischen kartiertem und realem Zustand festgestellt wurden. Für die Feinkartierung des Untersuchungsgebietes wurden die Fehler soweit dies möglich war korrigiert. Die verwendeten Orts- und Flurnamen stammen ebenfalls aus dieser Karte.

Die Biotoptypenkartierung Sachsen basiert auf Color-Infrarot-Aufnahmen im Maßstab 1:10 000, die in 1992-1993 durchgeführten Luftbildbefliegungen aufgenommen wurden. In der Biotoptypenkartierung Sachsen wurden teilweise Strukturen, die anhand der Luftbilder nicht eindeutig identifiziert werden konnten, unter Zuhilfenahme der topographischen Karten

1:10 000 klassifiziert, so daß Fehler aus den Karten in die Biotoptypenkartierung übernommen wurden und so auch in die Berechnung der Landschaftsstrukturmaße auf Grundlage der unkorrigierten Version der BTK Sachsen eingingen.

Die von der Karte 1:10 000 nicht abgedeckten Randbereiche des Untersuchungsgebietes wurden mit Hilfe der Topographischen Karte 1:25 000 des Landesvermessungsamtes Sachsen (1992) mit der Kartenummer 4739 „Zwenkau“ bearbeitet.

### Fernerkundungsbilder

Für die Arbeit wurden Luftbilder verwendet, welche als Echtfarben-Kontaktaufnahmen im Maßstab 1:10 000 im Archiv der Sektion Angewandte Landschaftsökologie am UFZ Leipzig/Halle vorliegen und aus Luftbildbefliegungen für das UFZ stammen. Es handelt sich hierbei um Aufnahmen, die im Maßstab 1:25 000 gemacht und anschließend auf den Maßstab 1:10 000 vergrößert wurden.

Die verwendete Aufnahme, welche das gesamte Untersuchungsgebiet abdeckt, stammt aus der Überfliegung vom 25.06.1994 und trägt die Kennzeichnung Streifen 3/ Nummer 130. Diese Aufnahme diente der Orientierung im Gelände und als Grundlage der digitalen Abgrenzung der untersuchten Landschaftsstrukturen.

Datenmaterial	Zeit	Art der Daten	Bezeichnung in der Arbeit	Verwendung
Topographische Karte 1:10 000	1997	analog		Grundlage der Georeferenzierung und Geländearbeit
Topographische Karte 1:25 000	1992	analog		Grundlage der Georeferenzierung und Geländearbeit
Luftbild 1:10 000	1994	analog/digital		Grundlage der digitalen Feinkartierung
Biotoptypenkartierung Sachsen 1:10 000	1994	digital (Vektordatensatz)	BTK Sachsen	Grundlage der digitalen Feinkartierung, Vergleichswert
Biotoptypenkartierung Sachsen-Anhalt 1:10 000	1992	digital (Vektordatensatz)	BTK SA 1-10	Vergleichswert

### **Tabelle 2: Datengrundlagen**

#### Datensätze

Zur Berechnung der Landschaftsstrukturmaße wurden 12 Datensätze verwandt.

Der erste Datensatz ist der Ausschnitt des Untersuchungsgebietes aus der in digitalisierter Form vorliegenden Biotoptypenkartierung Sachsen (Landesamt für Umwelt und Geologie, 1994), der ohne Korrekturen übernommen wurde, um die Nutzbarkeit vorhandener Daten für die Zielstellung der vorliegenden Arbeit zu erproben. Dieser Datensatz wird im Folgenden mit „BTK Sachsen“ bezeichnet.

Der zweite Datensatz für das Untersuchungsgebiet wurde auf Grundlage des ersten erstellt. Dabei wurden alle Verfeinerungen und Korrekturen, die Anhand der Geländebegehung und des Vergleichs mit dem Luftbild festgestellt wurden, berücksichtigt. Dieser Datensatz wird im Folgenden als „Feinkartierung“ bezeichnet.

Weitere 10 Datensätze wurden aus Ausschnitten der digitalisiert vorliegenden Biotoptypenkartierung Sachsen-Anhalt (Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, 1992)

ausgewählt, die innerhalb von Forschungsprojekten an der Sektion Angewandte Landschaftsökologie aufbereitet und mir freundlicherweise zur Verfügung gestellt wurden. Diese 10 Ausschnitte stammen aus der Region Köthen, wo ähnliche Agrarlandschaften wie im Untersuchungsgebiet vorhanden sind. Die einzelnen Ausschnitte mit jeweils identischem Flächeninhalt sind rund 20% kleiner als das Untersuchungsgebiet und von der Struktur her gut vergleichbar. Diese Datensätze werden im Folgenden ‚BTK SA 1-10‘ genannt.

Für alle Datensätze wurden die interessierenden Landschafts- und Vegetationsstrukturen als Flächen- und Linienobjekte digital erfaßt und nachfolgend mit einer Zellgröße von 1 m gerastert. Die Landschaftselemente wurden folgenden 10 thematischen Klassen zugeordnet:

1. Ruderalflächen
2. Laubgehölze
3. Nadelgehölze
4. Grün- und Ackerland
5. Grün- und Freiflächen in Bebauung
6. Gewässer
7. Bebauung
8. Straßen und Wege
9. Gleisanlagen
10. Hecken.

## **2.2. Hard- und Software**

Zur digitalen Bildverarbeitung der Fernerkundungsdaten (Luft- und Satellitenbilddaten) sowie bereits vorliegenden digitalen Karten (BTK Sachsen und BTK Sachsen-Anhalt) kam das Softwarepaket ERDAS/IMAGINE (Vers. 8.4) unter UNIX (Sun-Solaris (Vers. 2.5.) SPARC-ULTRA 20) zur Anwendung. Für die digitale Umsetzung der Vektordaten wurde neben ERDAS/IMAGINE (Vers. 8.4.) auch das Programmpaket ARC/INFO (Vers. 7.2.) unter UNIX (Sun-Solaris (Vers. 2.5.), SPARC-ULTRA 20) eingesetzt.

Die Berechnung der Landschaftsstrukturmaße für die Ebenen *Patch*, Klasse und Landschaft (vgl. Abschnitt 2.4.2.) auf Rasterbasis erfolgte mit Hilfe des Programms FRAGSTATS (Vers. 2.0, McGarigal und Marks, 1994).

Die statistische Auswertung erfolgte mit Hilfe der Programme STATISTICA (Vers. 5.0) und MICROSOFT EXCEL 97. Die Bearbeitung von Text und Grafik erfolgte unter Zuhilfenahme des Programmpaketes MICROSOFT-OFFICE sowie ERDAS/IMAGINE (Vers. 8.4.).

## **2.3. Meßgeräte**

### pH-Werte

Für die Messungen der pH-Werte wurde das Meßgerät pH-Agrar 2000 der Firma STELZNER verwendet. Es ermöglicht die schnelle und einfache Messung des pH-Wertes in situ, wozu eine ausreichende Bodenfeuchte von mindestens 50% der nutzbaren Wasserkapazität erforderlich ist. Aufgrund der Empfindlichkeit der Glassonde empfehlen sich nur Messungen in nicht zu steinigem Boden, was allerdings bei den schluffig-sandigen Böden im

Untersuchungsgebiet kein Problem darstellte. Die so erhaltenen Werte entsprechen in etwa denen in einer  $\text{CaCl}_2$ -Lösung (Neumeister et al., 1997).

### Leitfähigkeit

Für die Messung der Leitfähigkeit wurde das Meßgerät LF 96 mit der Meßsonde TetraCon 96 und das Meßgerät LF 340-4/Set der Firma Wissenschaftlich Technische Werkstätten (WTW) Weilheim verwendet.

## **2.4. Methoden**

### **2.4.1. Feldmethoden**

Die Feldmessungen wurden zwischen dem 4. Mai und 6. September 2000 im Untersuchungsgebiet durchgeführt.

Dabei wurde pro Meßstation eine Meßstrecke mit grundsätzlich 6 Meßpunkten bemessen. Diese Meßstrecke verlief immer senkrecht zum Grabenverlauf. Die Meßpunkte wurden so gewählt, daß mit den wenigen Meßwerten eine möglichst klare Aussage zum Verhalten der gemessenen Größen innerhalb des Übergangsbereichs von der Ackerfläche zur Mitte des Abflußgrabens zu treffen war. Dabei erfolgte die Orientierung am Oberflächenprofil und der Vegetation. Aus diesen Kriterien kristallisierte sich schnell eine allgemeine Abfolge der Meßpunkte heraus, die dann für alle Meßstationen angewandt wurde. Modifizierungen erfolgten nur da, wo Profilstrukturen fehlten, was zu einer geringeren Meßpunktanzahl führte bzw. wo Profilstrukturen so abweichend auftraten, daß eine erhöhte Meßpunktanzahl angebracht erschien.

Allgemein wurden folgende Meßpunkte bemessen:

- |                                   |                                 |
|-----------------------------------|---------------------------------|
| 1. Grabenmitte                    | im Folgenden ‚Gaben‘ genannt    |
| 2. Böschungsmatte                 | im Folgenden ‚Böschung‘ genannt |
| 3. Obere Böschungskante           | im Folgenden ‚Kante‘ genannt    |
| 4. Mitte des Rains                | im Folgenden ‚Rain‘ genannt     |
| 5. Grenze zwischen Acker und Rain | im Folgenden ‚Rand‘ genannt     |
| 6. Acker, 2 m vom Rand entfernt   | im Folgenden ‚Feld‘ genannt     |

Außerdem wurde in jedem Meßbereich des Untersuchungsgebietes (mit Ausnahme des Bereiches Röpitz) je ein Transekt in den angrenzenden Ackerflächen bemessen. Die Ausrichtung der Transekte erfolgte weitgehend senkrecht zu den auf der Karte verzeichneten Höhenlinien, um die Hauptabflußrichtung in die Messung einzubeziehen. Die einzelnen Meßstationen innerhalb der Transekte lagen jeweils 20 m auseinander.

An jeder Meßstation wurde die Gesamtvegetation und ihr Stellenwert innerhalb der Struktureinheit erfaßt, ebenso der Profilverlauf der Oberfläche. Dann wurde an jedem Meßpunkt die Vegetation und die jeweilige Position im Oberflächenprofil aufgenommen. Es folgte die Feststellung der Stärke und gegebenenfalls der Zusammensetzung der Streuschicht. Dann wurde der humose Oberboden (Ah- bzw. Ap-Horizont) auf seine Mächtigkeit, Bodenart, Feuchtigkeit und Humusgehalt untersucht, wobei eine möglichst homogene Bodenprobe entnommen wurde, die später zur Ermittlung des Leitfähigkeitswertes diente.

Etwa in der Mitte des A-Horizonts wurde dann mittels der Meßsonde der pH-Wert ermittelt, wozu vorher der Boden gegebenenfalls etwas aufgelockert und mit etwas destilliertem Wasser angefeuchtet wurde. Die entnommene Bodenproben wurden mit einem einheitlichen Gefäß von ca. 6 ml Volumen abgemessen, in Fotodosen verschlossen und später mit destilliertem Wasser auf das 5fache Volumen aufgefüllt. Dies erfolgte im Bereich des bemessenen Grabens südlich von Seebenisch direkt anschließend an die Meßstationsaufnahme vor Ort, für allen anderen Meßstationen aus Effektivitätsgründen noch am selben Tag zuhause. Nach dem Auffüllen wurde die Bodenlösung umgerührt und mindestens 10 Minuten, höchstens jedoch 25 Minuten stengelassen, damit sich die Ionen im Wasser lösen konnten. Da bei längerem Warten eine Erhöhung der Leitfähigkeit festzustellen war, mußte die Zeit auf 25 Minuten limitiert werden, um die Ergebnisse vergleichbar zu halten. Zur Leitfähigkeitsmessung wurde einheitlich bei allen Proben der abgesetzte Bodensatz leicht aufgerührt, um auch die darin enthaltenen gelösten Ionen mit in die Messung einzubeziehen. Führte der Graben an einer Meßstation Wasser, so wurde entweder direkt vor Ort die Leitfähigkeit gemessen oder eine Wasserprobe zur späteren Messung entnommen.

## 2.4.2. Landschaftsstrukturberechnung

### Landschaftsstrukturberechnung mit FRAGSTATS

Zur Berechnung der Landschaftsstrukturmaße wurde das Programmpaket FRAGSTATS (Vers.2.0, McGarigal und Marks, 1994) eingesetzt. Die Beschreibungen der einzelnen Maße sind an die Erklärungen im Begleitheft zum Programm angelehnt.

Die Berechnung der Indizes erfolgt auf drei Ebenen:

1. *Patch*ebene
2. Klassenebene
3. Landschaftsebene

wobei sich die Maßen in Abhängigkeit von der Berechnungsebene etwas unterscheiden.

Auf Patchebene beziehen sich die Maße jeweils auf das einzelne *Patch*. Somit lassen sich ausgewählte *Patches* betrachten und im Landschaftskontext einordnen. Hilfreich dabei sind die von FRAGSTATS erzeugten Rasterdatensätze (*ID-Files*), die eine Darstellung der Maße für jedes einzelne *Patch* als Karte erlauben. Diese Ebene wurde angewandt, um die Strukturen, an denen die Felduntersuchungen vorgenommen wurden, in die Gesamtlandschaft einzuordnen (vgl. Karte 6 im Anhang).

Auf Klassenebene beziehen sich die Maße auf die Gesamtheit der *Patches* einer Klasse. So läßt sich die Stellung der einzelnen Klassen in der Gesamtlandschaft betrachten, was zum einen Aussagen zur Wertigkeit einzelner Klassen innerhalb der betrachteten Landschaft, zum anderen Vergleiche mit anderen Landschaften auf Klassenebene zuläßt.

Auf Landschaftsebene beziehen sich die Landschaftsstrukturmaße auf die Gesamtlandschaft, für einige Maße werden Mittelwerte aus den Werten der einzelnen Klassen gebildet. Die Anwendung dieser Ebene eignet sich zum Vergleich verschiedener Landschaften bzw. unterschiedlicher Zeitschnitte einer Landschaft.



Die vom Programmpaket FRAGSTATS berechneten Indizes lassen sich folgenden Gruppen zuordnen:

### Flächenmaße

Flächenmaße quantifizieren die Zusammensetzung der Landschaft aus Landschaftselementen der verschiedenen Klassen, ohne Hinweise auf deren Anordnung zueinander zu geben. Flächenmaße dienen häufig als Grundlage für die Berechnung weiterer Indizes.

<b>TA</b> <i>Total landscape area</i> (ha) Klasse/Landschaft	Gibt die Absolutgröße der betrachteten Landschaft an.
<b>%Land</b> <i>Percent of landscape</i> (%) Klasse	Gibt den Anteil der jeweiligen Klasse an der betrachteten Landschaft an.
<b>LPI</b> <i>Largest patch index</i> (%) Klasse/Landschaft	Gibt den Anteil des größten Landschaftselements an der gesamten Landschaft an.

### Patchdichte und Mittlere Patchgröße

Diese Maße quantifizieren die Dichte und durchschnittliche Größe der *Patches* und lassen Ableitungen zur Landschaftsanordnung zu. Im Unterschied zu den vorangegangenen Flächenmaßen fließt hier die Anzahl der *Patches* mit in die Berechnung ein.

<b>PD</b> <i>Patch density</i> (#/100 ha) Klasse/Landschaft	Gibt die Anzahl der <i>Patches</i> pro Einheitsfläche an.
<b>MPS</b> <i>Mean patch size</i> (ha) Klasse/Landschaft	Gibt die mittlere absolute Größe der Landschaftselemente an.

## Kantenmaße

*Patches* werden von Kanten (*edge*) begrenzt. Diese Grenzen spielen bei vielen Prozessen in der Landschaft eine wichtige Rolle, so auch bei Stoffströmen, wie sie in dieser Arbeit untersucht werden.

<b>ED</b> <i>Edge density</i> (m/ha) Klasse/Landschaft	Gibt die Kantenlänge je Flächeneinheit an. Bezugsfläche ist dabei die Gesamtfläche der Landschaft.
<b>EDCON</b> <i>Edge contrast index</i> (%) <i>Patch</i>	Gibt den Kontrast zwischen dem betreffenden <i>Patch</i> und den angrenzenden Landschaftselementen als prozentualen Anteil am maximal möglichen Kontrast der Landschaft an.
<b>MECI</b> <i>Mean edge contrast index</i> (%) Klasse/Landschaft	Gibt den mittleren Kontrast zwischen den Landschaftselementen einer Klasse bzw. der Gesamtlandschaft zu den angrenzenden Landschaftselementen als prozentualen Anteil am maximal möglichen Kontrast der Landschaft an.

Die Kantenmaße werden zum einen nach Länge und Dichte berechnet, zum anderen ist es möglich, den Kanten der aneinander grenzenden *Patches* Wichtungen zuzuordnen (vgl. Tabelle 3), woraus Kantenkontrast-Werte (*edge contrast*) berechnet werden können. In der Arbeit von Lausch (2000) wurde beispielsweise der maximal zu erwartende Höhenkontrast zwischen den einzelnen *Patches* definiert und berechnet.

Da in meiner Arbeit der Einfluß von Vegetations- und Landschaftsnutzungsstrukturen auf den Stoffeintrag in Fließgewässer untersucht wurde, lag es nahe, das Retentionsverhalten der einzelnen Klassen als Kantenkontrast zu definieren. Dazu wurde eine Wertungstabelle (Tabelle 3) entworfen, in der die zu erwartende Retentionserhöhung beim Übergang von einer Klasse zur anderen mit einem Wert von 0 (Minimum) bis 1 (Maximum) bewertet wurde. Diese Werte geben Schätzungen wider, die auf den Literaturangaben basieren. Da die Fließrichtung nicht in die Berechnung eingeht und somit auch keine wirksame Filterstrecke (die Breite, auf der ein *Patch* durchflossen wird) als Faktor einfließen kann, bleibt die Wertung unvollständig und fehlerbehaftet. Bei der Überlegung wurde jedoch davon ausgegangen, daß sich Stoffe aus *Patches* mit hoher Auswaschung in *Patches* mit geringer Auswaschung bewegen und nur diese Transportrichtung für Untersuchungen relevant ist. Gewässern wurde der Wert 0 zugeordnet, weil mit Erreichen des Gewässers die ausgewaschenen Stoffe am Zielort der betrachteten Prozesse angelangt sind und keine Retention mehr wirksam werden kann.

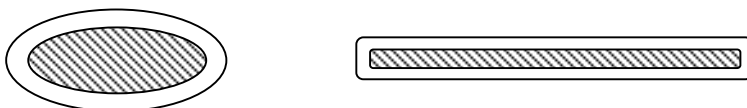
Klasse	Ruderal- flächen	Laub- gehölze	Nadel- gehölze	Grün- und Ackerland	Grünland in Bebauung	Gewässer	Bebauung	Straßen und Wege	Gleis- anlagen
Ruderal- flächen	-								
Laub- gehölze	1,0	-							
Nadel- gehölze	1,0	0,9	-						
Grün- und Ackerland	0,5	1,0	1,0	-					
Grünland in Bebauung	0,75	0,75	0,75	0,25	-				
Gewässer	0	0	0	0	0	-			
Bebauung	0,5	0,9	0,9	0,1	0,1	0	-		
Straßen und Wege	0,25	0,9	0,9	0,1	0,1	0	0,1	-	
Gleis- anlagen	0,25	0,9	0,9	0,1	0,1	0	0,1	0,1	-
Hecken	0,9	0,75	0,75	0,9	0,9	0	0,9	0,9	0,9

**Tabelle 3: Wichtungstabelle für die Berechnung der Kantenkontraste**

### Core-Maße

*Core*-Maße sind Maße, die die Kernbereiche der einzelnen Landschaftselemente beschreiben. Als Kernbereich wird eine Fläche mit einem definierten Abstand von der Außenkante des jeweiligen *Patches* bezeichnet (vgl. Abbildung 3). Je nach Form des *Patches* resultiert ein bestimmter Anteil an Kernfläche. So beinhalten langgestreckte Formen, wie z.B. die meist als Streifen ausgebildeten Feldgehölze, prozentual weniger Kernbereiche als kompakte Formen. Bei der Betrachtung von Ökotonen können *Core*-Maße angewandt werden, um sensible Übergangsbereiche von einem Landschaftselement zum nächsten (die eigentlichen Ökotone) von stabileren Kernbereichen abzugrenzen.

<b>TCAI</b> <i>Total core area index</i> (%) Klasse/Landschaft	Gibt den Anteil der Kernbereiche an der Gesamtfläche einer Klasse oder Landschaft an.
-------------------------------------------------------------------------	---------------------------------------------------------------------------------------



**Abbildung 3: Corebereiche innerhalb von Patches**

### Maße der nächsten Nachbarschaft

Maße der nächsten Nachbarschaft geben die Distanz von einem *Patch* zum nächsten *Patch* der gleichen Klasse an. Die Entfernung wird von Kante zu Kante gemessen. Diese Maße liefern Aussagen zur Isolation und Fragmentierung von Landschaftselementen. Von besonderem Interesse bei dieser Arbeit war die Stellung von Landschaftselementen mit

hohem Stoffaustrag und von Landschaftselementen mit hohem Retentionsvermögen zueinander.

<b>MNN</b> <i>Mean nearest-neighbor</i> (m) Klasse/Landschaft	Gibt die mittlere Entfernung (von Kante zu Kante) zwischen <i>Patches</i> einer Klasse an. Auf Landschaftsebene wird der Wert nur für <i>Patches</i> berechnet, die Nachbarn innerhalb der Landschaft haben.
<b>PROXIM</b> <i>Proximity index</i> (dimensionslos) <i>Patch</i>	Index zur Erfassung der Größe und Distanz von <i>Patches</i> einer Klasse, die innerhalb eines variablen Suchradius (hier 500 m) liegen. Dabei wird die Summe der Flächengrößen der <i>Patches</i> einer Klasse durch das Quadrat des jeweiligen Abstandes dividiert. Der Index ermöglicht Aussagen zur Isolation einzelner Landschaftselemente sowie der Fragmentierung der <i>Patches</i> dieser Klasse innerhalb eines definierten Nachbarschaftsradius.
<b>MPI</b> <i>Mean proximity index</i> (dimensionslos) Klasse/Landschaft	

### Diversitäts- und Verteilungsmaße

FRAGSTATS bietet die Quantifizierung einer Reihe von Diversitäts- und Verteilungsmaßen an. Auf die Einbeziehung von Diversitätsmaßen wurde verzichtet, weil diese nur zum Vergleich unterschiedlicher Landschaften bzw. einer Landschaft in verschiedenen Zeitschnitten hilfreich sind. Die zu Vergleichszwecken herangezogenen Landschaften aus dem Köthener Land wurden nach dem Kriterium einer möglichst hohen Ähnlichkeit mit dem Untersuchungsgebiet ausgewählt, weshalb die Anwendung von Diversitätsmaßen wenig Sinn ergeben würde.

Der ausgewählte Verteilungsindex beschreibt den Grad der Verteilung der Landschaftselemente einer Klasse in der Landschaft.

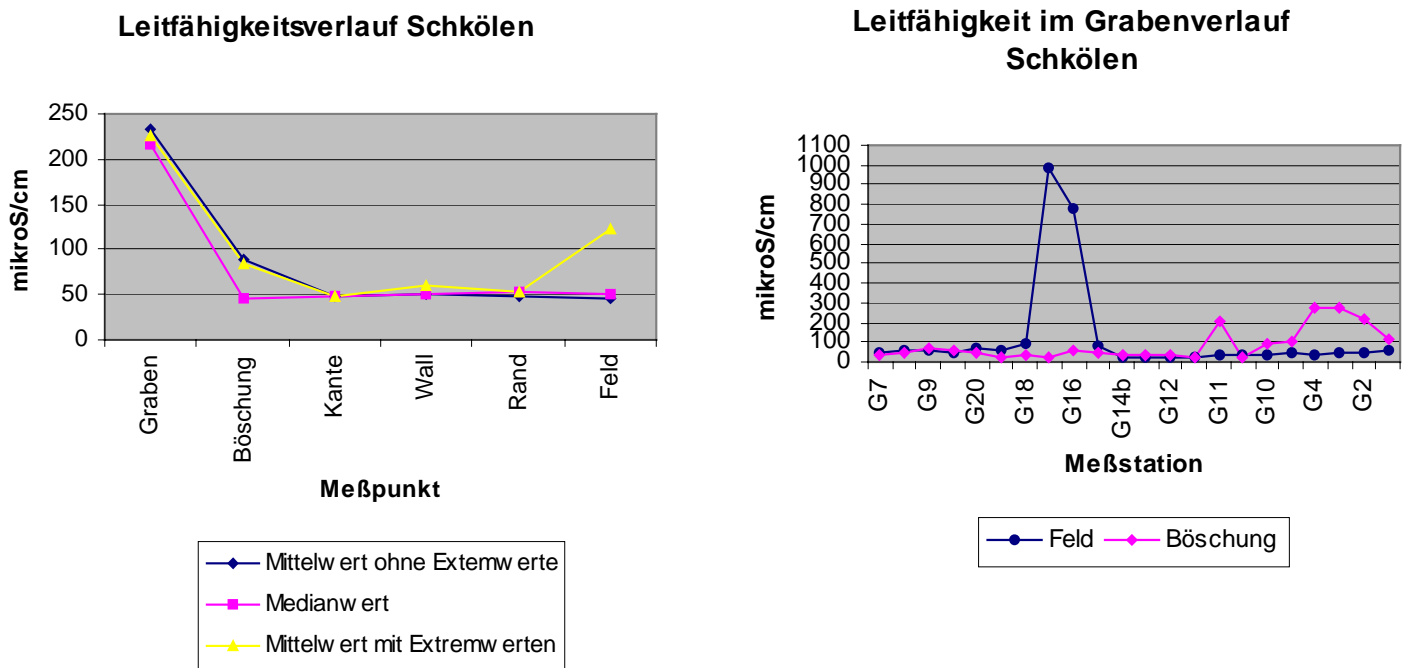
<b>IJI</b> <i>Interspersion and juxtaposition index</i> (%) Klasse/Landschaft	Gibt den Grad der Verteilung der Landschaftselemente einer Klasse innerhalb der Landschaft an. Hohe Werte resultieren aus einer gleichmäßigen, niedrige aus einer ungleichmäßigen Verteilung der <i>Patches</i> einer Klasse in der betrachteten Landschaft.
----------------------------------------------------------------------------------------	--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

### 2.4.3. Statistik

Um Aussagen zu Tendenzen im Leitfähigkeitsverlauf treffen zu können stellte der Medianwert eine aussagekräftige statistische Größe dar, da hierbei untypische Werte am Rand der Verteilung, sogenannte „Ausreißer“-Werte, die Gesamtaussage weniger beeinflussen als beim arithmetischen Mittelwert. Die vereinzelt auftretenden extrem erhöhten Leitfähigkeitswerte, die in keinem Verhältnis zu den in ihrer Nachbarschaft gemessenen Werten standen, hatten so keinen Einfluß mehr auf die Analyse.

Um die Analyseergebnisse abzusichern wurden zusätzlich statistische und subjektive Vergleiche der Meßreihen untereinander durchgeführt. So konnte festgestellt werden, ob die „Ausreißer“-Werte zufällig zustande kamen oder an benachbarten Meßpunkten ähnliche Werte ermittelt wurden, die auf einen flächenhafte Abweichung schließen lassen.

Als Beispiel zur besseren Veranschaulichung wurde der Bereich Schkölen gewählt (s. Abbildung 4).



**Abbildung 4: Leitfähigkeitswerte im Bereich Schkölen unter Verwendung verschiedener Statistikmethoden**

Rechts sind die gemessenen Leitfähigkeitswerte für die Meßpunkte ‚Feld‘ und ‚Böschung‘ dargestellt, links die sich bei Verwendung unterschiedlicher statistischer Methoden ergebenden Graphen. Für den ‚Mittelwert ohne Extremwerte‘ wurden subjektiv die Meßstationen mit extrem abweichenden Werten aus der Berechnung ausgeschlossen, während für die beiden anderen Graphen Statistik-Optionen aus EXCEL 97 auf alle Meßstationen angewendet wurden.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1. Vegetationseinheiten

An den Untersuchungspunkten wurden nach Klassifikation mit Hilfe des Bestimmungsschlüssels aus dem „Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Mittel- und Nordostdeutschlands“ (Schubert et al., 1995) folgende Vegetationseinheiten festgestellt:

Aus dem Verband *Salicion albae* (*Weiden-Weichholzaunen*) die Assoziation  
Salicetum albae (Silberweiden-Gehölz).

Aus dem Verband *Arctio-Sambucion niograe* (*Nitrophile ruderalen Gebüsche*) die Assoziationen  
Aegopodio-Sambucetum nigrae (Gebüsch des Schwarzen Holunder) und  
Pruno-Sambucetum nigrae (Schlehen-Holundergebüsch).

Aus dem Verband *Berberidion* (*Xerotherme Gebüschgesellschaften*) die Assoziation  
Ligustro-Prunetum spinosae (Liguster-Schlehen-Gebüsch).

Diese Assoziation ist die häufigste Waldmantel- und Heckengesellschaft in der offenen Kulturlandschaft, die durch das Eindringen nitrophiler Arten (siehe die beiden vorhergehenden Gesellschaften) in qualitativer Veränderung begriffen sind, was auch im Untersuchungsgebiet bestätigt werden konnte.

Aus dem Verband *Aegopodion podagrariae* (*Frische nitrophile Säume*) die Assoziation  
Urtico dioicae-Aegopodietum podagrariae (Brennnessel-Giersch-Saum).

Aus dem Verband *Geo-Alliarion* (*nitrophile Waldsäume*) die Assoziation  
Alliario petiolatae-Chaerophylletum temuli (Taumelkälberkropf-Saum).

Aus dem Verband *Phragmition australis* (*Großröhrichte*) die Assoziationen  
Sparganietum erecti (Igelkolben-Röhricht),  
Phragmitetum australis (Schilf-Röhricht)

Aus dem Verband *Caricion elatae* (*Großseggen-Rieder*) die Assoziation  
Phalaridetum arundinaceae (Rohrglanzgras-Röhricht)  
sowie eine nicht weiter klassifizierbare Assoziation, welche sich hauptsächlich aus  
*Carex spec.* zusammensetzte.

Aus dem Verband *Arrhenatherion elatioris* (*Planar-kolline Frischwiesen*) die Assoziationen  
Dauco carotae-Arrhenatheretum elatioris (Glatthafer-Wiese) und  
Tanaceto vulgaris-Arrhenatheretum elatioris (Rainfarn-Glatthafer-Wiese).

Aus dem Verband *Cynosurion cristati* (*Weiden und Parkrasen*) die Assoziation  
Lolietum perennis (Weidelgras-Breitwegerich-Trittrasen).

Aus dem Verband *Potentillion anserinae* (*Flutrasen*) die Assoziation  
Rumici crispi-Agropyretum repentis (Ampfer-Quecken-Gesellschaft).

Aus dem Verband *Convolvulo-Agropyron repentis* (Ruderales Pionier- und Halbtrockenrasen) die Assoziation  
*Agropyretum repentis* (Quecken Pionierrasen).

Aus dem Verband *Aperion spicae-venti* (Azidophile Windhalm-Gesellschaften) die Assoziation  
*Stellario-Aperetum spica-venti* (Vogelmieren-Windhalm-Gesellschaft).

Allgemein läßt sich feststellen, daß es sich bei den im Untersuchungsgebiet erfaßten Vegetationseinheiten um typische Elemente von Intensivagrarlandschaften handelt. Es kommen hauptsächlich nährstoffliebende Vegetationseinheiten vor, wertvolle Einheiten sind stark an Arten verarmt und durch das Eindringen ruderaler Arten gekennzeichnet.

#### Vorkommen der Pflanzengesellschaften in den untersuchten Bereichen

Eine detaillierte Zuordnung der festgestellten Pflanzengesellschaften zu den jeweiligen Meßpunkten ist in den Übersichtsabbildungen zu den einzelnen Bereichen des Untersuchungsgebietes zu finden (s. Anhang).

Außerdem erfolgte eine kartographische Darstellung der Vegetationseinheiten in den untersuchten Bereichen (s. Karte 3 im Anhang). Dafür wurden sehr kleinflächig vorkommende Vegetationseinheiten sowie meist krautige Assoziationen, welche wiederum von höherwachsenden, meist holzigen Assoziationen überdeckt werden, aus Gründen der Übersichtlichkeit zusammengefaßt.

Beispielsweise kamen im Bereich Seebenisch die Assoziation des *Ligustro-Prunetum spinosae* (Liguster-Schlehen-Gebüsch) vor, in deren Krautschicht Assoziationen des *Alliario petiolatae-Chaerophylletum temuli* (Taumelkälberkropf-Saum) und des *Urtico dioicae-Aegopdietum podagrariae* (Brennnessel-Giersch-Saum) hinzukamen. Außerdem waren *Populus*-Hybriden vertreten, die zwar eher der Assoziation des *Salicetum albae* (Silberweiden-Gehölz) zuzuordnen sind, jedoch hier eindeutig angepflanzt waren und keine weiteren typische Begleiter dieser Assoziation aufwiesen. Die gesamte Einheit wurde dem *Ligustro-Prunetum spinosae* zugeordnet.

## **3.2. Ergebnisse der Feldmessungen**

Die Darstellung der Meßergebnisse in Diagrammform ist in den Übersichtsabbildungen zu den einzelnen Untersuchungsbereichen im Anhang zu finden (s. dort).

### **3.2.1. Die Acidität**

#### **Seebenisch**

An den ersten 4 Meßstationen war ein kontinuierlicher Abfall des pH-Wertes vom Meßpunkt ‚Feld‘ zum Meßpunkt ‚Graben‘ von 6,8 auf 5,8 zu beobachten. Das ist vermutlich auf Ansäuerung des Bodens unterhalb dieses Feldgehölzes durch organische Bodensäuren zurückzuführen, die beim Abbau organischer Substanzen gebildet werden.

Im Bereich entlang des Grabens wurde durchschnittlich ein Abfall des pH-Wertes vom Meßpunkt ‚Feld‘ zum Meßpunkt ‚Böschung‘ von 7,1 auf 6,2 festgestellt, während der Wert für den Meßpunkt ‚Graben‘ durchschnittlich 6,9 betrug. Die tiefsten Werte wurden unterhalb der Stämme zweier Bäume mit jeweils 5,0 festgestellt, was auf sauren Stammabfluß in Folge der Auskämmung saurer Niederschläge (vgl. Neumeister et al., 1997) zurückgeführt werden kann.

Das Transekt zeigte einen Anstieg des pH-Wertes von 6,7 auf 7,4 in Richtung Feldmitte.

#### **Schkölen**

Der durchschnittlich gemessene pH-Wert sank von ‚Feld‘ zu ‚Graben‘ leicht ab von 7,4 auf 7,2. Im Bereich der Eschengruppe war die Tendenz ähnlich, die pH-Werte mit 7,7 auf 7,3 etwas höher.

Die niedrigsten pH-Werte wurden direkt neben dem Stamm der größeren Einzelesche mit 5,9 gemessen. Einen ebenfalls erniedrigten pH-Wert zeigte der Boden neben dem Stamm der kleineren Einzelesche mit 6,6. Diese Werte sind möglicherweise auf Säureeintrag durch Regen zurückzuführen, der sich besonders im Stammabfluß von Bäumen sammelt (vgl. Neumeister et al., 1997). Da aber auch erniedrigte pH-Werte bis 6,5 an anderen Meßstationen festgestellt wurden, nur zwei Einzelbäume vorhanden waren und sich innerhalb der Eschengruppe erniedrigte pH-Werte im Bereich des Stammabflusses nicht wiederholten, läßt sich keine Aussage zur Signifikanz dieses Phänomens machen.

Das Transekt über die südlich des Grabens gelegene Ackerfläche zeigte für das letzte Drittel gegenüber der vorangegangenen Strecke einen leichten Anstieg des pH-Wertes von durchschnittlich 6,6 auf über 7,1, was dieselben Gründe wie der Anstieg der Leitfähigkeitswerte in diesem Bereich haben könnte (s. dort).



## Thronitz

Die Messungen an der nördlichen, zu einem Weizenacker hin gelegenen Seite des Grabens brachte folgende Ergebnisse: der pH-Wert lag durchschnittlich bei allen Meßpunkten um 7,4, ohne daß ein Gradient erkennbar war. Davon wichen nur die Meßpunkte auf dem östlich gelegenen Grundstück ab, wo der durchschnittliche pH-Wert vom Meßpunkt ‚Feld‘ zum Meßpunkt ‚Graben‘ von 7,0 auf 7,5 stieg, was mit der gärtnerischen Bewirtschaftung und einer nur in diesem Bereich vorhandenen Birkenreihe oberhalb der Böschung in Zusammenhang stehen könnte.

Auf der südlich, zu einem Weg hin gelegenen Grabenseite wurden die höchsten durchschnittlichen pH-Werte am Meßpunkt ‚Graben‘ festgestellt, die um 7,3 lagen. Zur Böschung hin gab es einen starken Anstieg der Acidität auf pH-Werte um durchschnittlich 5,3. Dies ist auf saure Stammabflüsse zurückzuführen (vgl. Neumeister et al., 1997), möglicherweise auch auf erhöhtes Vorkommen organischer Säuren, welche beim Abbau von Biomasse entstehen (vgl. Scheffer und Schachtschabel, 1992) im Bereich um die Stämme, wie die getrennte Betrachtung der baumbestandenenen Meßstationen und der baumlosen ergibt. Die baumlosen Meßstationen zeigen gegenüber dem Gesamtdurchschnitt erhöhte pH-Werte, die zwischen ‚Graben‘ und ‚Kante‘ kontinuierlich von 7,6 auf 6,8 absinken, während die pH-Werte der baumbestandenenen Meßstationen am Meßpunkt ‚Graben‘ 7,1 betragen, zur Böschung steil auf 5,0 absinken und zum ‚Rain‘ wieder auf 7,0 ansteigen. Folglich wirkt die Ansäuerung des Bodens nicht nur in unmittelbarer Stammnähe, sondern bis zur Mitte des Grabens.

Im weiteren Verlauf in Richtung Acker verhalten sich die pH-Werte ziemlich einheitlich, da hier keine Stammabflüsse die Meßwerte beeinflussen, wobei tendenziell ein leichter Abfall des pH-Wertes von 7,0 auf 6,6 zu verzeichnen ist.

Das Transekt im südlich des Grabens gelegenen Rübenacker wies tendenziell einen Anstieg von pH 6,5 auf 7,2 in Richtung Feldmitte auf.

Das Transekt im nördlich des Grabens gelegenen Weizenacker wies einen kontinuierlichen Anstieg von pH 7,5 auf 8,0 in Richtung Westen, d.h. hangaufwärts auf.

## Räpitz

Die höchsten pH-Werte wurden hier im Wasser des Grabens mit durchschnittlich 7,6 festgestellt, es folgte ein kontinuierliches Absinken der Werte auf durchschnittlich 7,0 im Bereich ‚Böschung‘/‚Kante‘ und ein Anstieg auf Werte um 7,3 am Meßpunkt ‚Feld‘.

Es zeigten sich Unterschiede in den drei Vegetationseinheiten entlang des untersuchten Grabens, wobei der Grundverlauf der Kurve einheitlich war.

In der westlich gelegenen Weidengruppe lagen die pH-Werte etwas höher, innerhalb der östlich gelegenen Pappelgruppe etwas niedriger als der Gesamtdurchschnitt, wobei der im Wasser gemessene Wert konstant blieb.

Einen abgeflachten Kurvenverlauf wiesen die Meßstationen außerhalb der Baumgruppen auf, wobei die Werte zwischen 7,4 und 7,0 lagen.

## Meyhen

Im Gesamtdurchschnitt sank der pH-Wert vom Meßpunkt ‚Feld‘ zum Meßpunkt ‚Graben‘ leicht und kontinuierlich von 7,4 auf 7,1.

Deutlich niedrigere pH-Werte wurden an einigen durch Stammabfluß beeinflussten Meßpunkten gemessen, wobei nicht in jedem Fall Stammabflußwasser zur Verstärkung der Bodenacidität führte.

Das Transekt in südliche Richtung zeigte einen Anstieg des pH-Wertes von 7,1 auf 7,6 in Richtung Feldmitte, während das Transekt in nördliche Richtung mit Werten zwischen 7,0 und 7,5 keinen Trend erkennen ließ.

### Fehlerbetrachtung

Vielfältige Faktoren wie z.B. der Wassergehalt, Austauschprozesse an Wurzeln und die Aktivitäten von Mikroorganismen beeinflussen die Bodenacidität, wobei es schon kleinräumig und innerhalb kurzer Zeit zu beträchtlichen Abweichungen kommen kann. Während der Feldmessungen wurden an identischen Meßpunkten Differenzen von bis zu 1,0 im pH-Wert ermittelt, wobei die Messungen teilweise Tage, teilweise nur Minuten auseinander lagen. Das Meßgerät erwies sich zudem als sehr empfindlich und unvermeidliche winzige Kratzer im Glas, die beim Einführen der Meßsonde in den Boden entstanden, verringerten die Meßgenauigkeit.

Aus organisatorischen Gründen konnten saisonale Unterschiede, die sich aus der Entwicklung der Vegetation und der Feldfrüchte im Untersuchungszeitraum ergeben, nicht berücksichtigt werden. Allgemein kann eine höhere pH-Wert-Variabilität in Monaten mit erhöhter biologischer Aktivität und Nährstoffaufnahme festgestellt werden (Haase, 1999).

Die gemessenen pH-Werte stellen also Momentaufnahmen dieses Bodenparameters an einem bestimmten Ort dar.

Durch die Bildung von Mittelwerten und deren Überprüfung mittels der Medianwerte wurde versucht, eine möglichst hohe Aussagekraft zu erreichen. Trotzdem bleiben Unsicherheiten in den Aussagen, besonders wenn die Unterschiede im pH-Wert, die zu einer Aussage über Trends der Bodenacidität führen, nur wenige Zehntel betragen.

### Zusammenfassung

pH-Bereich	Bezeichnung	Anteil in %
7,1-8,0	(sehr) schwach alkalisch	61,7
6,5-7,0	sehr schwach sauer/neutral	27,0
6,0-6,4	schwach sauer	5,3
5,0-5,9	mittel sauer	4,4
<5,0	stark sauer	1,6

**Tabelle 4: Häufigkeit der Bodenreaktion (Bezeichnungen nach Blume, 1990)**

Wie Tabelle 4 zeigt, liegen die gemessenen pH-Werte größtenteils im neutralen bis alkalischen Bereich.

Trotz des allgemein relativ hohen Kalkgehaltes der Böden im Untersuchungsgebiet durch Lößanteile weisen die naturnahen Saumbereiche an den Gräben niedrigere pH-Werte auf.

An den Meßpunkten auf dem Grund der Gräben konnte allgemein ein gegenüber dem Saum erhöhter pH-Wert festgestellt werden.

In der Nähe der Stämme einzelner Bäume wurden z.T. sehr niedrige pH-Werte festgestellt.

### **3.2.2. Die Leitfähigkeit**

#### Seebenisch

Die ersten 4 Meßstationen zeigten an allen Meßpunkten vergleichbare Leitfähigkeitswerte, ein stark eingetiefter Abflußgraben konnte nicht festgestellt werden, so daß davon ausgegangen werden kann, daß hier kein Stoffeintrag in Fließgewässer stattfindet. Aus diesem Grund wurde dieser Abschnitt strukturell von der restlichen Untersuchungsstrecke in Seebenisch abgegrenzt.

Durchschnittlich waren die Leitfähigkeitswerte im Meßbereich südlich von Seebenisch zwischen den Meßpunkten ‚Feld‘ und ‚Böschung‘ einheitlich niedrig um 10  $\mu\text{S}/\text{cm}$  und stiegen zum Meßpunkt ‚Graben‘ auf das mehr als 12fache an. Ein leichter Anstieg konnte im Bereich ‚Rain‘ und ‚Rand‘ festgestellt werden, ein leichter Abfall an ‚Kante‘ und ‚Böschung‘. Dies kann mit der Oberflächenbedeckung dieser Bereiche erklärt werden. Während erstere Bereiche eine hohe Pflanzendeckung mit entsprechend hohem Schutz gegen Auswaschung der oberen Bodenschichten aufwiesen, zeigten letztere kaum Bodendeckung, wobei der Auswaschungseffekt noch durch eine starke Hangneigung unterstützt wird. Möglicherweise treten an der Böschung auch Verarmungszonen, wie sie bei Laaser (1992) beschrieben werden, auf. Allerdings fehlen in diesem Bereich die entsprechenden Verarmungszonen im Ackerrandbereich (vgl. Abschnitt 1.4.).

Das Transekt auf dem südlich angrenzenden Acker wies einen Leitfähigkeitsabfall in Richtung Feldmitte um etwa 50% auf, wobei die größte Steilheit auf den ersten 20 m zu verzeichnen war.

#### Schkölen

Im Bereich Schkölen blieb der Leitfähigkeitswert durchschnittlich von den Meßpunkten ‚Feld‘ bis ‚Böschung‘ konstant um 50  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Zum Meßpunkt ‚Graben‘ hin war ein Anstieg auf den 4fachen Wert festzustellen.

Abweichungen zeigten die Eschenreihe mit einem etwa auf das Doppelte erhöhten Wert ‚Graben‘ und die Einflußbereiche der Einzelbäume, in denen zwischen den Meßpunkten ‚Feld‘ und ‚Böschung‘ leicht niedrigere Werte gemessen wurden, während die Werte für den Meßpunkt ‚Graben‘ verglichen mit den baumlosen Meßstationen nur halb so hoch waren. Da auch an anderen Meßstationen ähnlich niedrige Leitfähigkeitswerte gemessen wurden, ist von keinem signifikanten Unterschied auszugehen.

Im Grabenverlauf zeigten sich im Bereich der Eschenreihe und bis zum Ende der angrenzenden Gartenanlagen leicht erhöhte Leitfähigkeitswerte der Meßpunkte im Graben, ebenso an den letzten 5 Meßstationen in Abflußrichtung. Dies könnte im ersten Fall auf einen erhöhten Stoffeintrag aus den Gartenbereichen, z.B. durch herabfallendes Laub von den nur

hier vorhandenen Bäumen (vgl. Knauer, 1993), in letzterem Fall auf erhöhte Ablagerung mitgeführter Stoffe durch langsamer und später zurückgehendes Wasser zurückgeführt werden.

Die auftretenden erhöhten Leitfähigkeitswerte an den Böschungsmesspunkten im unteren Grabenbereich können nicht erklärt werden.

Das Transekt über die Ackerfläche südlich des Grabens brachte für die ersten zwei Drittel der Strecke Leitfähigkeitswerte um  $70 \mu\text{S}/\text{cm}$ , im letzten Drittel wurden mehr als doppelt so hohe Werte ermittelt. Grund dafür könnten Einträge aus der benachbarten Stallanlage sein.

### Thronitz

Auf der nördlich gelegenen Grabenseite konnte ein kontinuierlicher Anstieg der durchschnittlichen Leitfähigkeitswerte vom Messpunkt ‚Feld‘ zum Messpunkt ‚Graben‘ von etwa  $40$  auf  $90 \mu\text{S}/\text{cm}$  beobachtet werden. Starke Abweichungen gab es nur im Böschungsbereich des Gartenlandes, wo die hohen Leitfähigkeitswerte wahrscheinlich auf Ablagerungen von Gartenabfällen zurückgehen, sowie im oberen Grabenbereich, wo die Messpunkte ‚Graben‘ mit bis zu  $2500 \mu\text{S}/\text{cm}$  die höchsten Leitfähigkeitswerte überhaupt aufwiesen. Da hier etwas Wasser im Graben stand, kann die sehr hohe Leitfähigkeit auf natürlich in Lösung befindliche Ionen zurückgeführt werden, wie sie auch an anderen aktuell wasserführenden Messpunkten beobachtet wurde. Die Tatsache, daß sich diese Messpunkte nur wenige Meter entfernt von der Austrittsstelle eines etwa  $1000$  m langen Meliorationsrohres befinden, aus dem der untersuchte Graben gespeist wird, könnte außerdem eine Aufkonzentration von gelösten Stoffen in diesem Bereich erklären.

Auf der südlich gelegenen Grabenseite gab es tendenziell einen Abfall der Leitfähigkeitswerte vom Messpunkt ‚Graben‘ zum Messpunkt ‚Feld‘, wie die Medianwerte von  $91$  und  $22,5 \mu\text{S}/\text{cm}$  zeigen. Dabei gab es Unterschiede zwischen baumbestandenen Messstationen und baumlosen. Die baumbestandenen Messstationen wiesen erhöhte Leitfähigkeitswerte im Böschungsbereich auf, zurückzuführen auf Akkumulation von Pflanzenmaterial um die Stämme herum, wogegen die Werte am Messpunkt ‚Graben‘ etwas niedriger waren. Bei den baumlosen Stationen verhielt es sich umgekehrt: die niedrigsten Leitfähigkeitswerte waren im Bereich ‚Böschung‘ zu verzeichnen, die höchsten am Messpunkt ‚Graben‘, was auf geringeren Rückhalt für angeschwemmte Stoffe, sowohl mechanisch als auch in biologischen Kreisläufen hindeuten kann.

Die extrem abweichenden Werte im oberen Grabenbereich sind unter der Abhandlung der nördlichen Grabenseite erklärt.

Fraglich ist, ob auf dieser Grabenseite überhaupt ein Stoffeintrag vom Acker erfolgt, da ein ca.  $3$  m breiter unbefestigter Weg zwischen Ackerfläche und Grabenböschung verläuft.

Das Transekt im südlich des Grabens gelegenen Rübenacker wies tendenziell einen leichten Abfall des Leitfähigkeitswertes von  $104$  auf  $55 \mu\text{S}/\text{cm}$  in Richtung Feldmitte auf, wobei der erste gemessene Wert von  $104 \mu\text{S}/\text{cm}$  verglichen mit den an den Messpunkten ‚Feld‘ gemessenen Werten um den Median  $22,5 \mu\text{S}/\text{cm}$  nicht repräsentativ erscheint.

Das Transekt im nördlich des Grabens gelegenen Weizenacker zeigte Leitfähigkeitswerte zwischen  $120$  und  $40 \mu\text{S}/\text{cm}$ , deren Verteilung keinen Trend erkennen ließ.

## Räpitz

Die höchsten Leitfähigkeitswerte wurden im Wasser festgestellt, da die Ionen dort ohnehin in gelöster Form vorliegen. Daß das Wasser Stoffe transportierte ließ sich schon durch optisch an einer leichten Trübung und grauen Ablagerungen am Grund feststellen. Einen etwa um die Hälfte verringerten, aber mit durchschnittlich ca. 650  $\mu\text{S}/\text{cm}$  immer noch sehr hohen Wert wies das Ufer auf. Gründe hierfür sind die große Feuchtigkeit, die mit einer hohen Anzahl an gelösten Ionen einhergeht, sowie Ablagerungen aus dem Wasser, da sich der Uferstreifen im Schwankungsbereich des Wassers befindet.

Im weiteren Verlauf wurden für den Meßpunkt ‚Böschung‘ durchschnittliche Leitfähigkeitswerte um 60  $\mu\text{S}/\text{cm}$  festgestellt, die auf der nördlichen Grabenseite zum Meßpunkt ‚Feld‘ hin leicht sanken, auf der südlichen Seite etwas anstiegen. Ursache dafür kann die unterschiedliche Nutzung der beiden Agrarflächen in der Vergangenheit sein. Beide Flächen wurden 1972 melioriert, die nördliche daraufhin als Acker genutzt, die südliche als Weideland, bevor auch diese vor wenigen Jahren in Ackerland umgewandelt wurde (mündliche Mitteilung eines Anwohners). Möglich ist auch eine Erhöhung des Leitfähigkeitswertes durch Einarbeitung von Stallmist auf der südlichen Fläche kurze Zeit vor den Messungen.

Der deutlichste Unterschied zeigte sich zwischen den Meßstationen innerhalb und außerhalb der Baumgruppen. Die außerhalb gelegenen Meßstationen zeigten im Wasser und am Ufer weniger als halb so hohe Leitfähigkeitswerte wie die Meßstationen in den Baumgruppen, was zum einen mit weniger Eintrag an Pflanzenmaterial z.B. durch Laubstreu zu erklären ist, zum anderen kann die unterschiedliche Beschattung des Wassers einen Einfluß auf die biologischen Prozesse im Wasser haben. Außerhalb der Baumgruppen wurden auch an den Meßpunkten ‚Böschung‘ niedrigere Werte gemessen, was wiederum ein Hinweis auf verringerte Rückhaltefähigkeit für ausgewaschene Stoffe an diesen steilen Abschnitten sein kann, sei diese nun mechanisch oder durch weniger ausgeprägte interne Stoffkreisläufe bedingt (vgl. Bereich Thronitz).

## Meyhen

Mit durchschnittlich mehr als 300  $\mu\text{S}/\text{cm}$  wurden am Meßpunkt ‚Graben‘ die höchsten Leitfähigkeitswerte gemessen. Zum Meßpunkt ‚Böschung‘ sank der Wert auf durchschnittlich 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  und blieb bis zum ‚Feld‘ etwa konstant. Nur am Meßpunkt ‚Rand‘ wurde eine leichte Erhöhung des Leitfähigkeitswertes festgestellt, die damit zusammenhängen könnte, daß diese Meßpunkte sich meist in einem 10 bis 30 cm tiefen Graben zwischen Acker und Feldrain befanden, der wahrscheinlich durch die maschinelle Bearbeitung der Ackerfläche entstanden ist. Dieser Graben könnte als „Falle“ für vom Acker ausgespülte Stoffe wirken, da sich hier Wasser sammelt und so die darin gelösten Stoffe angereichert werden.

Stark erhöhte Werte wurden an Meßpunkten gemessen, an denen organisches Material akkumuliert war, z.B. oberhalb starker Baumstämme.

Innerhalb der Weidengruppe am Ostende des untersuchten Grabenbereichs lagen die durchschnittlich gemessenen Leitfähigkeitswerte am Meßpunkt ‚Graben‘ etwa ein Drittel unter dem Gesamtdurchschnitt. Erklärung dafür könnte der Vegetationsaufbau innerhalb dieser Gruppe geben. Der Rainbereich war mit einem frischen Rudersaum bedeckt, die Bereiche Kante und Böschung dicht mit niedrigen Bäumen und Sträuchern bestanden.

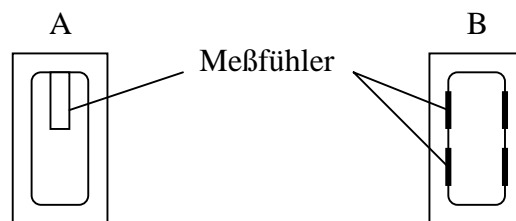
Dagegen wies der stark beschattete Sohlenbereich des Grabens kaum Vegetation auf. Vom Acker ausgewaschene Stoffe werden vermutlich schon im Randbereich des Grabens durch die Vegetation aufgenommen und in interne Stoffkreisläufe eingebunden.

Für die untersuchten Meßstationen, die nicht von Bäumen bestanden waren lagen die Leitfähigkeitswerte, außer auf dem Acker, insgesamt etwa 40% unter dem Gesamtdurchschnitt. Für den Meßpunkt ‚Rand‘ wurde kein erhöhter Wert festgestellt, was mit einem abweichenden Profilverlauf in diesem Bereich zu erklären ist: am aktuellen Feldrand war keine starke Grabeneintiefung festzustellen, jedoch gab es im Bereich des Rains einen Graben, der eine frühere Bearbeitungsgrenze markieren könnte und in dem ebenfalls leicht erhöhte Leitfähigkeitswerte gemessen wurden.

Die Transekte im Bereich Meyhen zeigten keine Trends im Leitfähigkeitsverlauf. Die Werte lagen beim Transekt in südliche Richtung zwischen 100 und 500  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , beim Transekt in nördliche Richtung zwischen 60 und 250  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

### Fehlerbetrachtung

Bei den Messungen kamen zwei verschiedene Meßgeräte zum Einsatz, die sich durch die unterschiedliche Position der Meßfühler unterschieden. Während sich beim zuerst eingesetzten Gerät WTW LF 96 mit der Meßsonde TetraCon 96 (Abb. A), welches im Bereich südlich von Seebenisch verwendet wurde, der Meßfühler im oberen Teil des Eintauchbereichs befindet, hat die Meßsonde des zweiten eingesetzten Gerätes WTW LF 340-4/Set (Abb. B) 4 Meßfühler, die sich im mittleren und unteren Eintauchbereich befinden (s. Abbildung 5). Dieser Umstand könnte zu den vergleichsweise sehr niedrigen Leitfähigkeitswerten im Bereich Seebenisch geführt haben, da das dort eingesetzte Meßgerät die Ionen aus dem nur leicht aufgerührten Bodensatz durch die höhere Position des Meßfühlers nicht genügend erfassen konnte. Dafür sprechen die direkt im Wasser gemessenen hohen Werte im unteren Grabenverlauf, die eine insgesamt fehlerhafte Meßleistung des Gerätes oder Meßunterschiede durch verschiedene Meßzeitpunkte (s. Abschnitt 2.3.1.) unwahrscheinlich erscheinen lassen.



**Abbildung 5: Die Position der Meßfühler an den verwendeten Meßsonden (schematisch; eigene Darstellung)**

Auch für die Ermittlung der Leitfähigkeitswerte gilt, daß saisonale Unterschiede, die sich aus der Entwicklung der Vegetation und der Feldfrüchte ergeben, aus organisatorischen Gründen nicht berücksichtigt werden konnten. Als Anhaltspunkt sei hier erwähnt, daß die höchsten Absolutwerte und Konzentrationsdifferenzen nach der Düngung, die meist im Frühjahr erfolgt, auftreten und die höchste Adsorptionsfähigkeit von Boden und Vegetation im Hochsommer zu verzeichnen ist (Knauer und Mander, 1989).

## Zusammenfassung der Meßergebnisse

Die gemessenen Leitfähigkeitswerte stiegen allgemein im Übergangsbereich von der Ackerfläche zur Grabensohle an. In den Übergangsbereichen und in den Entwässerungsgräben selbst liegen Stoffe gegenüber den Ackerflächen verstärkt in mobilisierter Form vor. Das kann entweder

- a) auf Anreicherung von eingetragenen Stoffen in diesen Bereichen oder
- b) auf verstärkte Mobilisierung von Stoffen innerhalb dieser Vegetationseinheiten zurückgeführt werden.

Die Transekte in den Ackerflächen zeigten entweder einen kontinuierlichen Anstieg der Leitfähigkeitswerte in Abflußrichtung oder keinen feststellbaren Trend. Wahrscheinlich kommt es durch Stoffeintrag aus Düngung bzw. verstärkte Mobilisierung von Stoffen durch Bodenbearbeitung zu lokalen Überlagerungen der Verlagerungsprozesse, die im ersten Fall durch einfache Parameter noch gut abgebildet werden.

Bezüglich der untersuchten Parameter ließen sich keine Unterschiede zwischen verschiedenen Vegetationsassoziationen feststellen, die über die Unterschiede zwischen verschiedenen Landnutzungsklassen hinausgehen.

### **3.2.3. Diskussion der Feldmessungsergebnisse**

Die Meßwerte der Bodenparameter zeigten auf kurzen Stecken in den Übergangsbereichen von Ackerflächen zu den Entwässerungsgräben stärkere Veränderungen als innerhalb der über vergleichsweise weite Strecken führenden Transekte auf den Ackerflächen. Daran zeigt sich, daß die Ökotope zwischen Ackerflächen und Gräben sensible Bereiche für Transportprozesse innerhalb der Landschaft sind. Die Untersuchungen auf diese Bereiche zu konzentrieren verspricht gegenüber flächendeckenden, rasterhaften Untersuchungen rationelleres Arbeiten mit aussagekräftigeren Ergebnissen.

#### pH-Werte

Das Untersuchungsgebiet liegt in einem Gebiet mit hohen Boden-pH-Werten und guter Pufferkapazität (Raben et al., 2000), wodurch sowohl auf den Ackerflächen als auch in den Ökotonen zu den Fließgewässern relativ hohe pH-Werte gemessen wurden. Dafür sind Lößanteile im Boden verantwortlich. Auf den Ackerflächen wird dies durch langjährige landwirtschaftliche Kultur mit systematischer Kalkung und Düngung verstärkt, wodurch sich die höheren pH-Werte erklären lassen (vgl. Knauer und Mander, 1989). In der Landwirtschaft der DDR gehörte flächendeckende Kalkung mit CaO (zwischen 1976 und 1986 156-224 kg pro Hektar und Jahr) zu den ertragserhöhenden Maßnahmen (Fiedler, 1990).

Daß die Pflanzenproduktion im Untersuchungsgebiet auf die hohen pH-Werte eingestellt ist, zeigen die angebauten Feldfrüchte Gerste, Weizen, Zuckerrübe und Raps, deren Optimumsbereiche zwischen pH 6,5 und 7,5 liegen (Klapp, 1967).

Die trotz des allgemein relativ hohen Kalkgehaltes der Böden im Untersuchungsgebiet erniedrigten pH-Werte in den naturnahen Saumbereichen der Gräben sind zum einen auf Säureeinträge aus Niederschlägen, die durch Auskämmung durch die Kronen der Gehölze (vgl. Neumeister et al., 1997) verstärkt in diesen Bereichen in den Boden gelangen

verantwortlich, zum anderen organische Bodensäuren, die beim Abbau organischen Materials gebildet werden (Scheffer und Schachtschabel, 1992).

Der Wechsel von aeroben und anaeroben Prozessen im Boden bei wechselnden Wasserständen, der die Meßpunkte auf dem Grund der Gräben charakterisiert, erklärt die dort gemessenen, allgemein gegenüber dem Saumbereich erhöhten pH-Werte (Scheffer und Schachtschabel, 1992).

In der Nähe der Stämme einzelner Bäume wurden z.T. sehr niedrige pH-Werte festgestellt, wozu die oben erwähnten Auskämmungseffekte führen. Teilweise konnte eine erhöhte Bodenacidität vom Böschungsbereich unterhalb dieser Bäume bis in die Mitte des Grabens festgestellt werden, wobei mit zunehmender Entfernung von Stamm die Acidität absank. Diese Beobachtung entspricht den Ergebnissen der Untersuchungen von Neumeister et al. (1997). Diese Erscheinungen treten nur sehr kleinräumig bis zu Entfernungen von 2-3 m auf, was nur eine Zuordnung zur Individualebene zuläßt. Verallgemeinerungen auf höhere Ebenen (*Patchebene* und übergeordnete) lassen sich daraus nicht ableiten, wodurch eine Beziehung zur Landschaftsstruktur nicht hergestellt werden kann.

Ein Zusammenhang zwischen pH-Wert und dem Stoffeintrag in Fließgewässer läßt sich über die Adsorptionsfähigkeit der Humusschicht herstellen. Nach den Untersuchungen von Prusinkiewicz et al. (1996) kann die Kationen-Austausch-Kapazität (KAK) organischer Bodenbestandteile mit dem pH-Wert beschrieben werden (s. Abschnitt 1.4. Interne Kreisläufe in Pufferzonen). Dabei ist jedoch zu beachten, daß im Untersuchungsgebiet von Prusinkiewicz et al. (1996) der Anteil an Tonmineralen im Boden so gering war, daß das gesamte Adsorptionsvermögen organischen Bodenbestandteilen zugeschrieben werden konnte. Im Unterschied dazu enthalten die lehmigen Böden im Untersuchungsgebiet dieser Arbeit Tonmineralanteile, denen ein Teil der KAK zugeschrieben werden muß. Entsprechend kann die diesbezügliche Aussagekraft des pH-Wertes nur eingeschränkt gelten.

Da der pH-Wert in den naturnahen Saumbereichen durchweg niedriger als auf den angrenzenden Ackerflächen ist, kann dies als Kennzeichen für höheren Humusgehalt des Bodens und damit verbunden für eine höhere KAK bewertet werden, woraus sich ein höheres Retentionspotential ergibt. In diesem Zusammenhang ist interessant, daß hochwüchsige, dicht geschlossene Vegetationseinheiten meist niedrigere pH-Werte aufwiesen als niedrigwüchsige, offene Vegetationseinheiten. Das würde bedeuten, daß komplexere Vegetationseinheiten ein höheres Retentionsvermögen haben als weniger komplexe. Diese Aussage läßt sich stützen, wenn man davon ausgeht, daß der Retentionseffekt hauptsächlich durch die Einbindung der aufgenommenen Stoffe in dynamische Kreisläufe entsteht (Ryszkowski et al. 1997).

Die Frage, inwieweit Säureeintrag durch Auskämmungseffekte für die erniedrigten pH-Werte innerhalb der Feldgehölze sorgt und somit die gemachten Aussagen beeinträchtigt, kann dahingehend beantwortet werden, daß auch in den von Prusinkiewicz et al. (1996) untersuchten Feldgehölzen diese Auskämmungseffekte anzunehmen sind und somit schon in deren Untersuchungen eingeflossen sind.

Ein negativer Einfluß der hohen pH-Werte ist laut Haase et al. (2000b) auf die Retention huminstoffgebundener, partikulär transportierter Metalle (Cu, Pb) zu erwarten. Negative Auswirkungen auf die Retention von Stoffen, die in sauerem Milieu verstärkt mobilisiert werden wie Nährstoffe, Cd und Zn, ist dank der guten Pufferung des Bodens im Untersuchungsgebiet (Raben et al., 2000) nicht zu erwarten. Es bleibt festzustellen, welchen Einfluß die Bodenacidität auf die Retention in Gebieten mit niedrigeren pH-Werten und schlechterem Puffervermögen hat.



Eine eindeutige Korrelation zwischen pH-Wert und Leitfähigkeit konnte nicht festgestellt werden. Zwar gab es beispielsweise im Bereich Thronitz teilweise Korrelationen zwischen niedrigen pH-Werten und hohen Leitfähigkeitswerten und umgekehrt, jedoch gab es auch gegenteilige Ergebnisse. Da die Leitfähigkeit als Summenparameter die verschiedensten Stoffe integriert, wäre die Deutung nur vereinzelt aufgetretener Korrelationen spekulativ.

### Leitfähigkeit

Die Verläufe der Leitfähigkeitsgradienten von den Ackerflächen zu den Entwässerungsgräben könnten darauf hinweisen, daß in den Gräben eine Anreicherung ausgewaschener Stoffe aus den Ackerflächen stattfindet. Dies kann auf im Oberflächenabfluß mitgeführte Stoffe zurückgeführt werden, aber auch auf eine Unterbrechung der oberflächennahen Stoffströme durch Absenkung der Geländeoberfläche an der Böschung, wie das Laaser (1992) beschreibt. Im Gegensatz zu den von Laaser (1992) untersuchten breiten Auen und Böschungen an der Ems oberhalb von Rheine, wo Böschungen eine Barrierewirkung durch Aufkonzentration von Stoffen am Böschungsfuß zugeschrieben werden kann, schließt bei den von mir untersuchten Kleinstfließgewässern in der Aufkonzentrationszone bereits das Wasser an. Die dort konzentrierten Stoffe gelangen also, soweit sie nicht von der Vegetation aufgenommen werden, direkt ins Wassersystem.

An den Böschungen ließen sich nur teilweise Verarmungszonen mit erniedrigten Leitfähigkeitswerten feststellen, wie sie auch bei Laaser (1992) beschrieben werden. Eine damit korrelierte Vegetationsverarmung war nicht festzustellen bzw. auf andere Ursachen zurückzuführen, wie beispielsweise im Bereich Seebenisch auf starke Beschattung durch die Gehölze.

Eine andere Interpretation der Ergebnisse ist möglich, wenn man die höheren Leitfähigkeitswerte im Boden innerhalb der Feldgehölze als Ausdruck intensiver Stoffkreisläufe betrachtet. Ryszkowski et al. (1997) begründen die Pufferwirkung der Feldgehölze in der Zirkulation der Stoffe, die aus dem Grundwasser aufgenommen werden, in dynamischen Kreisläufen innerhalb dieser Vegetationseinheiten (s. Abschnitt 1.4.).

Dafür sprechen erhöhte Leitfähigkeitswerte in Bereichen, in denen organisches Material akkumuliert wird. Dieses Material stammt von den Pflanzen selbst, die die Retentionszone bilden. Die gelösten Stoffe, die in diesen Bereichen für eine Erhöhung der Leitfähigkeitswerte sorgen stammen also nur mittelbar aus den angrenzenden Ackerflächen, wenn man davon ausgeht, daß die Pflanzen in der Retentionszone von Nährstoffen aus den Ackerflächen leben.

Eine Anreicherung von Stoffen durch den Eintrag organischen Materials aus den Feldgehölzen, wie sie Knauer (1993) beschreibt, konnte nicht gesichert durch Meßwerte der Bodenparameter bestätigt werden. Zwar zeigten einige Transekte zum Randbereich der Ackerflächen hin einen Anstieg der Leitfähigkeitswerte, doch ist dieser Umstand auch auf Anreicherung ausgeschwemmter Stoffe zurückzuführen, da die Transekte sich an der Abflußrichtung orientierten. Womöglich überlagern sich beide Prozesse und sind durch einen Summenparameter wie die Leitfähigkeit nicht voneinander zu trennen. Um genauere Aussagen zur Herkunft der im Boden enthaltenen Stoffe zu erhalten, müßten vergleichende Bodenuntersuchungen mit einer genauen Stoffbestimmung bzw. mit Stoffmarkierungen angestellt werden.

### 3.3. Landschaftsstrukturmaße

#### 3.3.1. Grundsätzliche Probleme bei der Erfassung und Quantifizierung von LSM

Beim Umgang mit LSM traten verschiedene Probleme auf, die sich grundsätzlich in drei Kategorien einteilen lassen:

1. Fehler beim Digitalisieren
2. Ungeeignete Abgrenzungen von Strukturen
3. Probleme bei der Wahl von Modellparametern
4. Probleme bei der Berechnung von LSM.

Im Folgenden sei das Zustandekommen der wichtigsten Fehler erklärt, um die Ergebnisse der LSM-Auswertung nachvollziehbar zu machen.

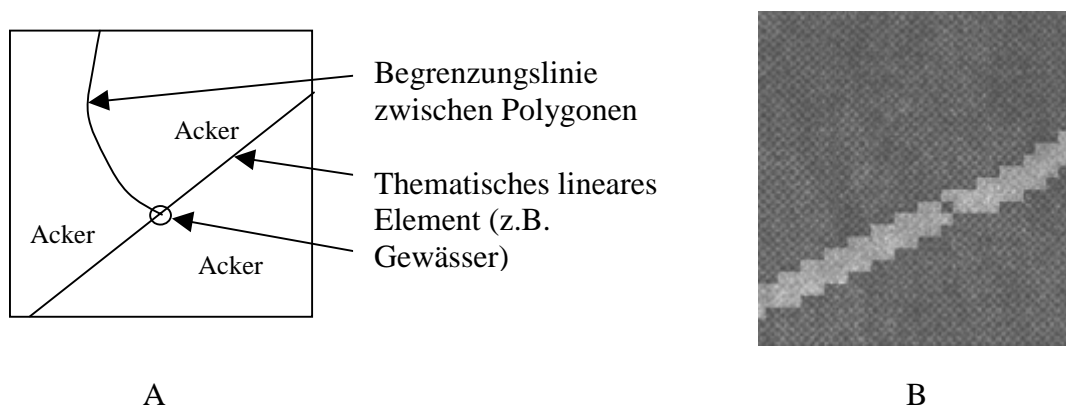
#### Fehler beim Digitalisieren

Die Fehler beim Digitalisieren lassen sich in

- a) fehlerhafte Zeichnungselemente (z.B. nicht geschlossene Linien, fehlerhaft gesetzte Labelpunkte) und
- b) fehlerhafte Zuweisung von Attributen zu geometrischen Elementen

unterteilen. Fehlerhafte Elemente in der Vektorgeometrie lassen sich mittels einer Kontrollfunktion im Vektormodus anzeigen, was ihre Korrektur erleichtert.

Schwieriger ist die Handhabung von Zuweisungsfehlern, da die Zuweisung durch den Nutzer erfolgt und somit auch die Kontrolle nur durch den Nutzer erfolgen kann. Die Kontrolle ist zu einem durch Vergleich der zugewiesenen Zahlenwerte in der Attributtabelle des Vektordatensatzes möglich, zum anderen visuell nach Konvertierung der Vektor- in Rasterdaten. Beide Möglichkeiten haben Vor- und Nachteile und sind sehr arbeitsintensiv. Als Beispiel sei hier die Zuweisung von thematischen Klassen zu an sich klassenfreien Polygonabgrenzungen dargestellt (s. Abbildung 6).



**Abbildung 6: Fehlerentstehung beim Umwandeln von Vektordaten (A, Ausgangsdaten) in Rasterdaten (B, Ergebnis des Rasterprozesses)**

Durch die thematische Zuordnung der Polygonabgrenzung zur Klasse Grün- und Ackerland wird im Rasterprozeß einem Rasterpunkt innerhalb des linearen Elements mit Klassenzuordnung (z.B. Gewässer) die Klasse Grün- und Ackerland zugeordnet.

Zur besseren Erfassung linearer Elemente als zusammenhängende *Patches* wurde als Voreinstellung für die FRAGSTATS-Berechnung die Einbeziehung der Diagonale, d.h. von über Eck angrenzenden Rasterzellen der gleichen Klasse zu einem *Patch* gewählt. Durch diese Einstellung wurden jedoch auch die getrennten Ackerflächen über ein diagonal liegenden Rasterpunkt zu einem *Patch* zusammengefaßt. Dieser Fehler hatte besonders Auswirkungen auf die Ergebnisse der Flächenberechnungen, setzte sich jedoch durch Einbeziehung der Fläche in die Formeln für andere LSM fort (s. Abschnitt 3.3.2. Flächenmaße).

Fehler beim Digitalisieren sind grundsätzlich vermeidbar, jedoch ist die Fehlerkontrolle sehr arbeitsintensiv und zeitaufwendig. In der zugrundeliegenden BTK Sachsen wurde eine Vielzahl von Veränderungen und Korrekturen vorgenommen, die sich in den LSM der Feinkartierung niederschlagen. Jedoch war es aus zeitlichen Gründen nicht möglich, jedes Element in der BTK Sachsen zu kontrollieren, so daß auch in der Feinkartierung noch zahlreiche Fehler auftreten.

#### Ungeeignete Abgrenzung von Strukturen

Bei der ungeeigneten Abgrenzung von Strukturen handelt es sich um die Eintragung von Elementen, die einerseits zwar die natürlichen Verhältnisse genauer wiedergeben, andererseits aber zu Problemen bei der Berechnung verschiedener LSM führen. Ein Beispiel hierfür ist die Eintragung der untersuchten Fließgewässer als lineare Elemente in die Flächen, die auf Grundlage der Luftbilder als Feldgehölze kartiert wurden. Die dadurch entstandene Zerschneidung der Laubgehölz-*Patches* hatte Einfluß auf die Maße PD, MECI, TCAI, MPI und MNN (vgl. Abschnitt 3.3.2.).

#### Probleme bei der Wahl von Modellparametern

Vor der Berechnung von LSM müssen Einstellungen für bestimmte Optionen festgelegt werden, die sehr von der Zielstellung der Berechnungen abhängig sind. Beispiele hierfür sind die Einstellung der Rasterzellgröße für den Rasterprozeß oder die Einbeziehung von über Eck liegenden Rasterzellen in die Nachbarschaftsanalyse als Nutzeroption in FRAGSTATS. Da diese Einstellungen nur einmal vergeben werden können, werden sie immer auf die gesamte Berechnung angewendet, auch wenn sie nicht für alle Sachverhalte gleichermaßen geeignet sind. Bildet z.B. die gewählte Rasterzellgröße von 1x1 m die Breite der untersuchten Fließgewässer recht gut ab, so werden andere lineare Elemente wie Straßen dadurch nicht ihrer wirklichen Breite entsprechend abgebildet (s. Abschnitt 3.3.2. Größe und Klassenverteilung). Es gibt zwar Möglichkeiten lineare Elemente durch Festlegung von Pufferstreifen in verschiedenen Breiten darzustellen und zu berechnen (vgl. Lausch, 2000), jedoch ist der damit verbundene Arbeitsaufwand ohne diesbezügliche spezifische Fragestellung nicht gerechtfertigt.

Da diese Arbeit nur einen Überblick über Zusammenhänge zwischen der untersuchten Prozeßdynamik und LSM geben soll, kann hier nur auf aufgetretene Probleme hingewiesen werden, um Anregungen zu deren Handhabung zu geben.

## Probleme bei der Berechnung von LSM

Ein Problem ergibt sich aus der Verwendung der Raumeinheit *Patch*, die nur selten eine optimale Bezugseinheit für landschaftsökologische Forschung darstellt, da eine Diskrepanz zu Raumeinheiten wie Habitat oder Biotop besteht (Lausch, 2000).

Bei der Verwendung von Rasterdaten kommt es gegenüber Vektordaten aufgrund der Rasterverarbeitung zu unterschiedlichen Abgrenzungen von *Patches*. Daraus folgen Fehleinschätzungen von Grenz- und Linienlängen (McGarical und Marks, 1994).

Beim gegenwärtigen Stand der Technik müssen diese Probleme als gegeben akzeptiert und vom Anwender bereits bei der digitalen Erfassung der *Patch*abgrenzungen berücksichtigt werden.

### **3.3.2. Ergebnisse der LSM-Berechnung**

#### **Größe und Klassenverteilung**

##### Gesamtfläche (TA)

Die in die Berechnung eingegangene Gesamtfläche betrug für die ‚Feinkartierung‘ und ‚BTK Sachsen‘ 3921 ha, für ‚BTK SA 1-10‘ jeweils 3159 ha.

##### Klassenverteilung (%LAND)

Vergleicht man die Feinkartierung des Untersuchungsgebietes mit dem gleichen Ausschnitt aus der BTK Sachsen bezüglich der Klassenverteilung ergeben sich kaum Unterschiede. Da es bei anderen Maßen zwischen diesen beiden Datensätzen erhebliche Unterschiede gibt, müssen diese qualitativer und nicht quantitativer Art sein.

Ungenau wird der Flächenanteil linearer Landschaftselemente wiedergegeben. Lineare Landschaftselemente werden als Linien digitalisiert. Dabei wird keine Rücksicht darauf genommen, wie breit das jeweilige Landschaftselement, z.B. die Straße mit Alleebäumen oder das Feldgehölz in Wirklichkeit ist. Mit welchem Flächenanteil diese linearen Elemente dann in die Berechnung eingehen bestimmt im weiteren die gewählte Rasterzellgröße. Die Rasterzellgröße wird wiederum individuell, je nach Aufgabenstellung festgelegt. In dieser Arbeit z.B. wurde Wert gelegt auf eine realistische Darstellung der Fließgewässerbreite (bei den Entwässerungsgräben meist 1 m) sowie möglichst genaue Abbildung der Grenzen der kartierten Feldgehölze. Die gewählte Rasterzellgröße von 1x1 m erschien deshalb gerechtfertigt, auch wenn andere lineare Elemente wie Straßen oder Alleen, deren reale Breite zwischen 3 und 8 m lag, dadurch stark unterrepräsentiert wurden.

Der Vergleich mit der BTK SA 1-10 zeigt, daß es sich bei der Auswahl um vergleichbare Agrarlandschaften handelt. Die Verteilung der einzelnen Werte zeigt eine geringe Streuung und die Werte für das Untersuchungsgebiet fügen sich in diesen Streuungsbereich ein (s. Abbildung 7).

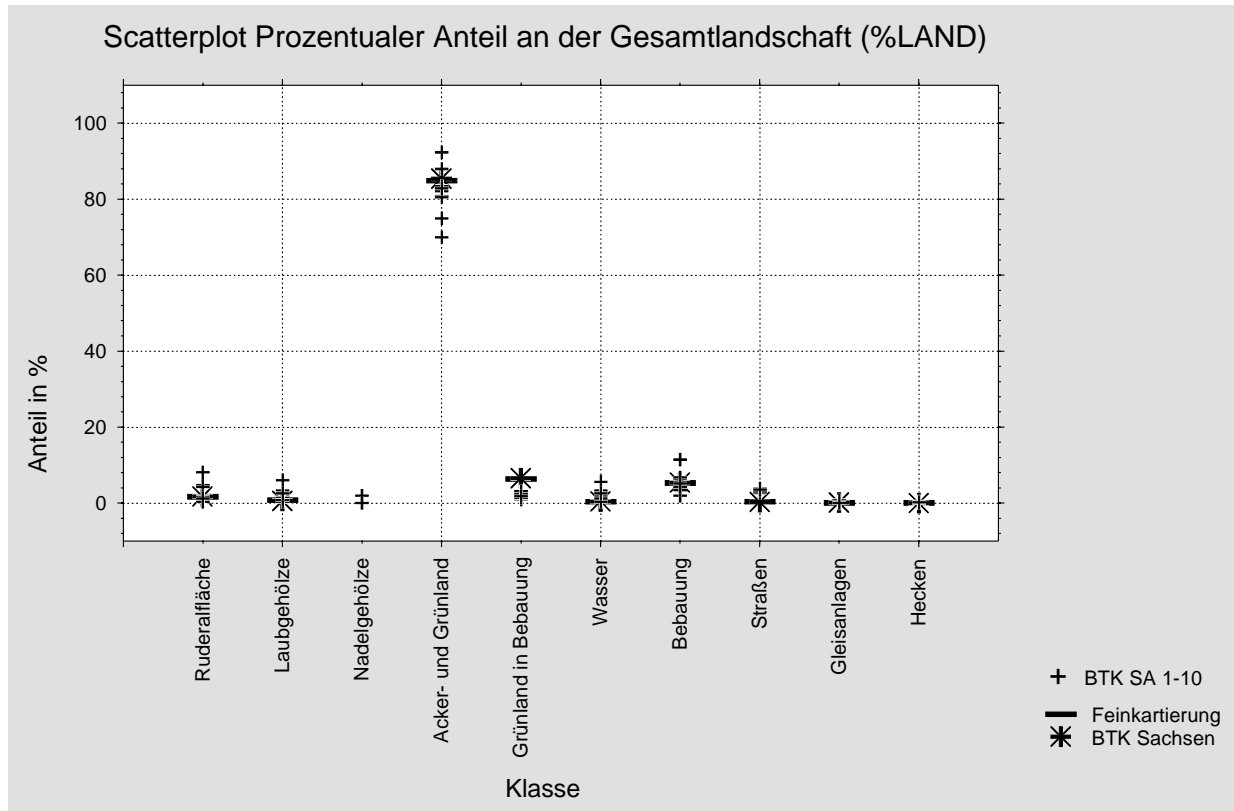


Abbildung 7: Scatterplot %LAND

## Flächenmaße

### Index der größten Fläche (LPI)

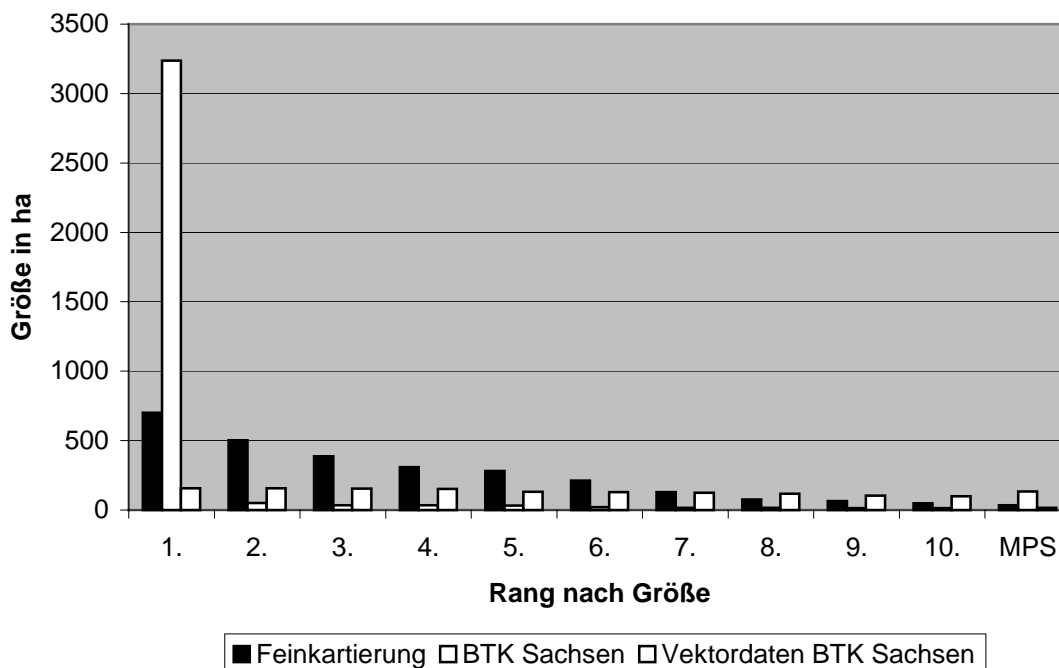
Bei den Flächenmaßen wird der Unterschied zwischen der Feinkartierung und der BTK Sachsen deutlich. Liegt schon die größte Fläche (LPI) der Feinkartierung im oberen Bereich verglichen mit der BTK SA 1-10, so liegt der Wert für die BTK Sachsen noch um das mehr als 4fache höher.

Die Erklärung dafür sind Digitalisierfehler in den verwendeten Datensätzen (s. Abschnitt 3.3.1. Fehler beim Digitalisieren). Die höhere Fehlerzahl in der BTK Sachsen, besonders durch nicht geschlossene *Patch*abgrenzungen, zeigt sich in der größten Fläche, die den größten Teil der Klasse Grün- und Ackerland beinhaltet.

Sowohl in der Feinkartierung als auch in der BTK Sachsen treten also *Patches* auf, deren Ausdehnung und Flächeninhalte nicht der Realität entsprechen. Durch die Zusammenfassung von *Patches* ergeben sich auch Auswirkungen auf die *Patch*anzahl.

Um einen Eindruck von der Größenordnung der Abweichungen zu geben wurden jeweils die 10 größten *Patches* aus Feinkartierung, BTK Sachsen und dem Vektordatensatz der BTK Sachsen verglichen (s. Abbildung 8)

## Vergleich der größten Flächen



**Abbildung 8: Flächenvergleich**

Da die *Patchgröße* bzw. -anzahl Teil der Formeln für die Berechnung weiterer LSM ist, wirken sich die fehlerhaften Ergebnisse auch auf diese Maße aus.

Direkt betroffen sind LPI, PD und MPS,

indirekt betroffen (bezogen auf die *Patches* der Klasse Grün- und Ackerland) sind MNN, PROXIM, MPI, EDCON und MECI.

Nur die *Core*maße (TCAI), die Kantendichte (ED) und der Verteilungsindex (IJI) bleiben gänzlich von den Fehlern unbeeinflusst.

Die aufgetretenen Fehler zeigen sich auch bei der Darstellung der *Patches* in den *ID-Files*. Da auf *Patchebene* für jedes *Patch* jeweils ein Wert errechnet wird, findet in Karten keine differenzierte Darstellung der einzelnen Teilbereiche eines *Patches* statt, obwohl die Teilbereiche bezüglich der berechneten LSM unterschiedliche Wertigkeit haben können. Vielmehr wird ein Mittelwert für das Gesamt*patch* berechnet und abgebildet. Die Bewertung der einzelnen Landschaftselemente wird dadurch erschwert.

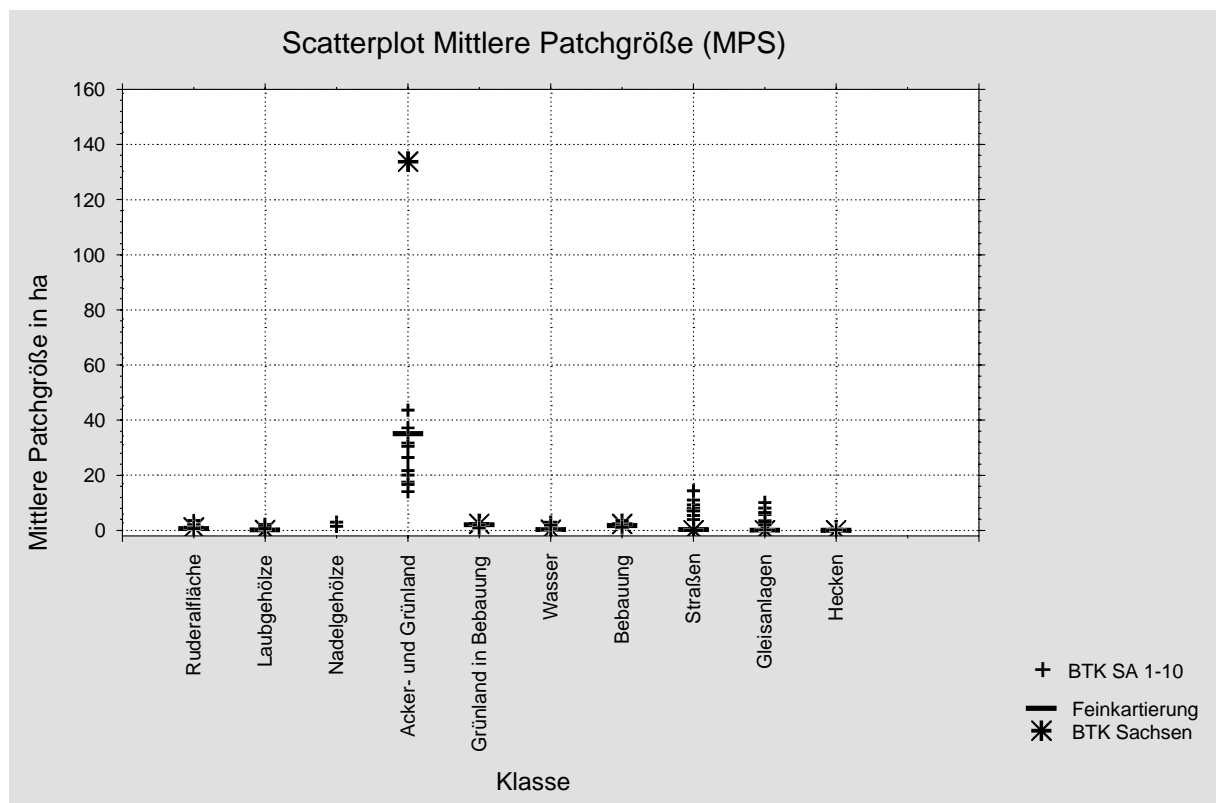
### Mittlere Patchgröße (MPS)

Die Mittlere *Patchgröße* (MPS) für Ackerland gibt nicht genau die durchschnittliche Schlaggröße wieder, da aneinandergrenzende Flächen, die zu dieser Klasse gehören zu einem *Patch* zusammengefasst werden, unabhängig davon, ob es sich um ein oder mehrere Schläge handelt. Doch betrifft dieses Problem nicht nur die digitale Landschaftserfassung, sondern generell kommt es bei der Erstellung topographischer Karten zu Vereinfachungen. Flächen mit einer bestimmten Flächennutzung werden dabei oft zusammengefaßt (Ehrig, 1998).

Trotzdem ist dieses Maß ein guter Gradmesser für die Ausräumung der Landschaft, da die zu einem *Patch* zusammengefaßten Ackerflächen nicht durch andere Elemente unterbrochen werden.

Um die ermittelten Flächenmaße dieser Untersuchung einordnen zu können und die Probleme bei der Berechnung zu verdeutlichen, wurde im Flächenvergleich der 10 größten *Patches* (s. Abbildung 8) aus den Ergebnissen der Feinkartierung, der BTK Sachsen und dem zugrundeliegenden Vektordatensatz der BTK Sachsen die MPS-Werte einbezogen.

Der MPS-Wert für Ackerflächen in der Feinkartierung von 35,06 ha scheint die Verhältnisse gut wiederzugeben, beim Vergleich mit den realen Flächengrößen aus dem Vektordatensatz zeigt sich jedoch, daß dieser Wert rein statistisch zustande kommt. Die größte Fläche im Untersuchungsgebiet ist laut Vektordatensatz 156,56 ha groß. In der Feinkartierung sind 6 Flächen deutlich größer und werden somit völlig unrealistisch wiedergegeben. Eine Einordnung der Schlaggrößen kann für das Gebiet demzufolge nur auf Grundlage der Flächengrößen aus dem Vektordatensatz erfolgen.



**Abbildung 9: Scatterplot MPS**

Nach Definition des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen (1985) sind Agrarlandschaften als ausgeräumt zu bezeichnen, wenn zusammenhängende, intensiv pflanzenbaulich genutzte Flächen ohne Unterbrechung durch Saumstrukturen wie z.B. Feldraine, Gräben oder Feldgehölze mindestens 25 ha (500 x 500 m) groß sind. Dieser Definition zufolge müssen die meisten Agrarlandschaften in Ostdeutschland als ausgeräumt bezeichnet werden (Stern, 1990), so auch das Untersuchungsgebiet und die Vergleichslandschaften im Köthener Land.

Im Untersuchungsgebiet sind 36 ackerbaulich genutzte Flächen größer als 25 ha, 9 sogar über 100 ha groß. Der statistische Mittelwert beträgt 15,95 ha.

Für die Vergleichslandschaften wurden die MPS-Werte zum Vergleich herangezogen. Zwar gibt es auch in diesen Datensätzen fehlerhafte *Patch*abgrenzungen, jedoch wurden die Fehler durch Vorarbeiten anderer Mitarbeiter der Abteilung Angewandte Landschaftsökologie bereits stark reduziert.

### Patchdichte (PD)

Beim Vergleich der *Patch*dichte fällt auf, daß die Werte für die Feinkartierung durchweg (außer für die Klasse Straßen) höher als die der BTK Sachsen liegen. Grund hierfür ist die höhere Kartiergenauigkeit durch Erfassung von mehr Elementen und Zerschneidung von *Patches* durch Hinzufügen von linearen Elementen.

Ein qualitativer Vergleich mit anderen Landschaften ist also nur bei einheitlicher Bearbeitungsgenauigkeit sinnvoll.

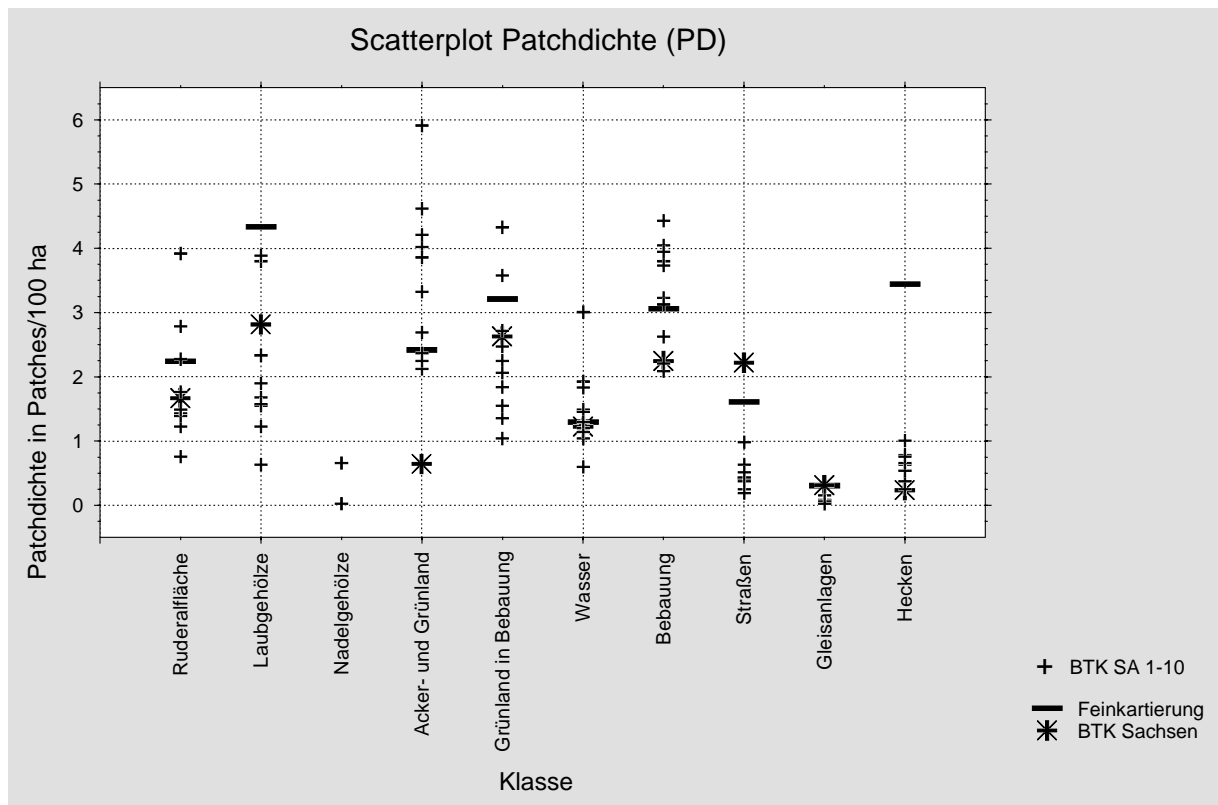


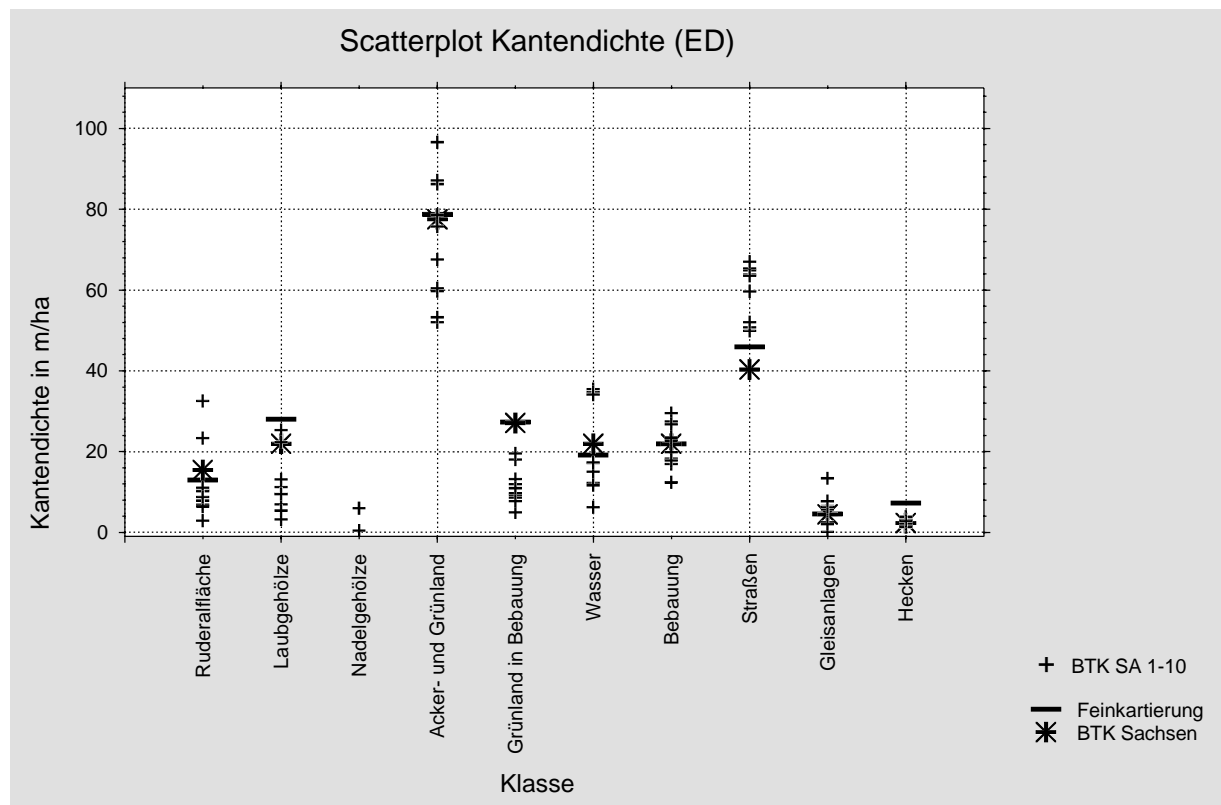
Abbildung 10: Scatterplot PD



## Kantenmaße

### Kantendichte (ED)

Bei Untersuchungen zum Landschaftshaushalt, bei denen Ökotope eine wichtige Rolle spielen, zeigt die Kantendichte (ED) gut die Bedeutung der einzelnen Klassen. Lineare Elemente, die in der Flächenauswertung unterrepräsentiert sind, aber die Landschaft strukturieren und Stoffströme stark beeinflussen, werden hier besser abgebildet.



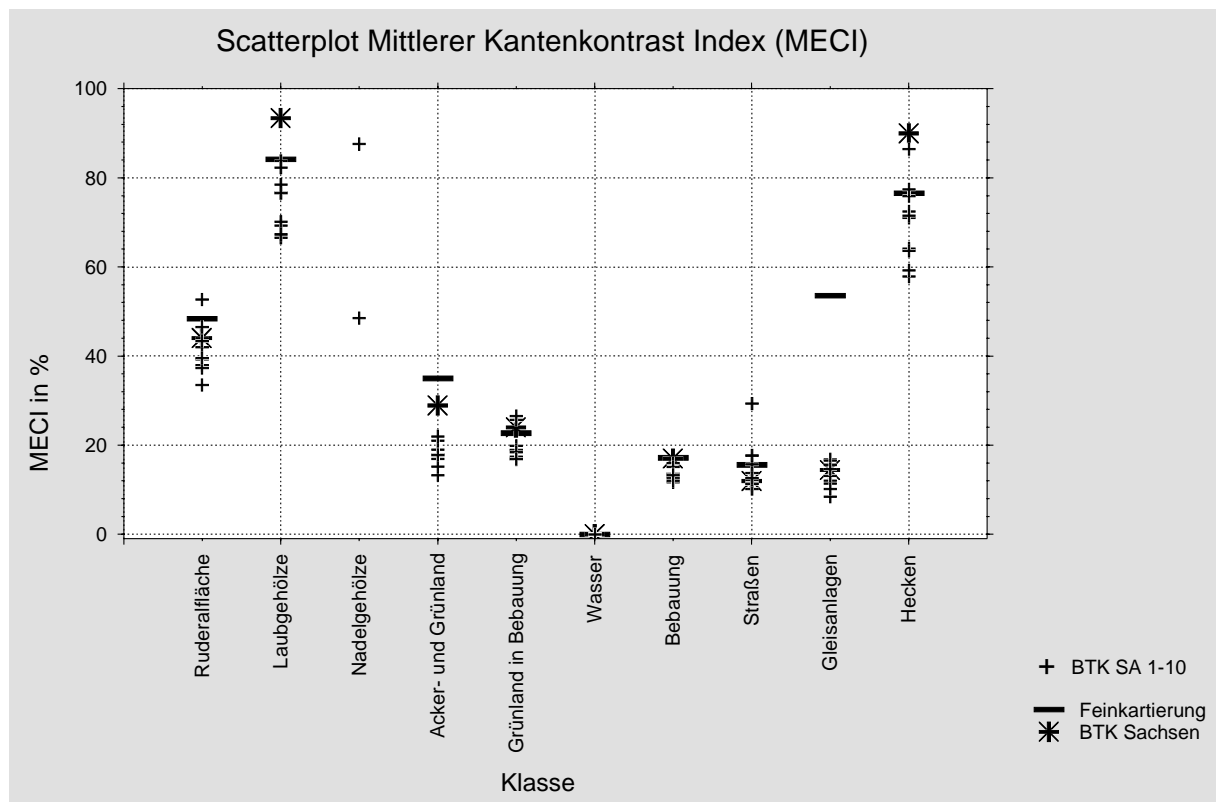
**Abbildung 11: Scatterplot ED**

Allerdings genügt eine rein quantitative Auswertung dieser Elemente nicht, der klassenspezifische Wert des jeweiligen Elements in der zu untersuchenden Fragestellung muß mit berücksichtigt werden (Blaschke, 2000b).

Die Einbeziehung des Kantenkontrasts (s. Abschnitt 2.4.2. Kantenmaße) bietet hierbei einen guten Ansatz. Dazu wurde der MECI als Maß in die Auswertung mit einbezogen.

### Mittlerer Kantenkontrast Index (MECI)

Durch diesen Index wird die Bedeutung der Landschaftselemente der verschiedenen Klassen bezüglich einer definierten Wichtung - in diesem Fall das potentielle Retentionspotential (s. Abschnitt 2.4.2.) - angezeigt. Ist der Wert hoch, d.h. der durchschnittliche Anteil der betreffenden Klasse am maximal möglichen Kontrast innerhalb der betrachteten Landschaft, besteht hinsichtlich dieser Größe (hier: Retentionspotential) eine große Bedeutung.



**Abbildung 12: Scatterplot MECI**

Um den MECI-Wert interpretieren zu können muß die Stellung der betrachteten Klasse innerhalb der Stofftransportprozesse beachtet werden. Für eine Klasse, bei der eher von Stoffaustrag ausgegangen werden kann (z.B. Grün- und Ackerland) zeigt der MECI-Wert, wie gut der Stoffaustrag durch angrenzende Elemente abgepuffert wird – je höher der Wert, desto besser die Pufferung. Für Klassen, denen eher Retentionsfunktion zugeordnet werden kann (z.B. Laubgehölze) zeigt der MECI-Wert direkt die Bedeutung für Retentionsprozesse im Landschaftshaushalt. Welche Bedeutung dabei der Kartierung zukommt, läßt sich am Vergleich der Feinkartierung mit der BTK Sachsen ablesen. Der höhere Wert für die Klasse ‚Laubgehölze‘ in der BTK Sachsen ist damit zu erklären, daß die eingetragenen Laubgehölze oft als lineare Elemente innerhalb von Ackerflächen eingetragen sind, wodurch ein hoher Kantenkontrast zustande kommt (s. Tabelle 3, S. 26). In der Feinkartierung sind innerhalb der flächenhaft dargestellten Laubgehölze die Fließgewässer als lineare Elemente eingetragen, denen als Kantenkontrastwert 0 zugeordnet ist. Dadurch wird der MECI-Wert für diese Klasse verringert.

Der MECI muß also in Bezug auf die Datengrundlage betrachtet werden. Höhere Werte geben in diesem Fall nicht zwangsläufig eine höhere Retentionsvermögen von *Patches* wieder, entscheidend sind alle angrenzenden Klassen mit den jeweils zugeordnete Kontrastwerten. Die niedrigeren MECI-Werte für Laubgehölze für die Feinkartierung sind Ausdruck einer höheren Kartiergenauigkeit, die mehr Elemente in die Berechnung einbezieht. Inwieweit dies auch eine realistischere Abbildung der Retentionsprozesse in den Pufferzonen um die Fließgewässer zur Folge hat, ist zu diskutieren. Dabei ist fraglich, wie wirksam die Zerschneidung der z.B. der Feldgehölz-*Patches* durch Fließgewässer ist. Vorstellbar ist auch, die Feldgehölz-*Patches* als Einheit zu betrachten, die in ihrer Gesamtheit retentionswirksam sind und der Stoffeintrag in das Fließgewässer eine untergeordnete Rolle spielt. Entscheidend dafür ist sicherlich die Zeitdauer, in der der jeweilige Graben Wasser führt, denn nur dann

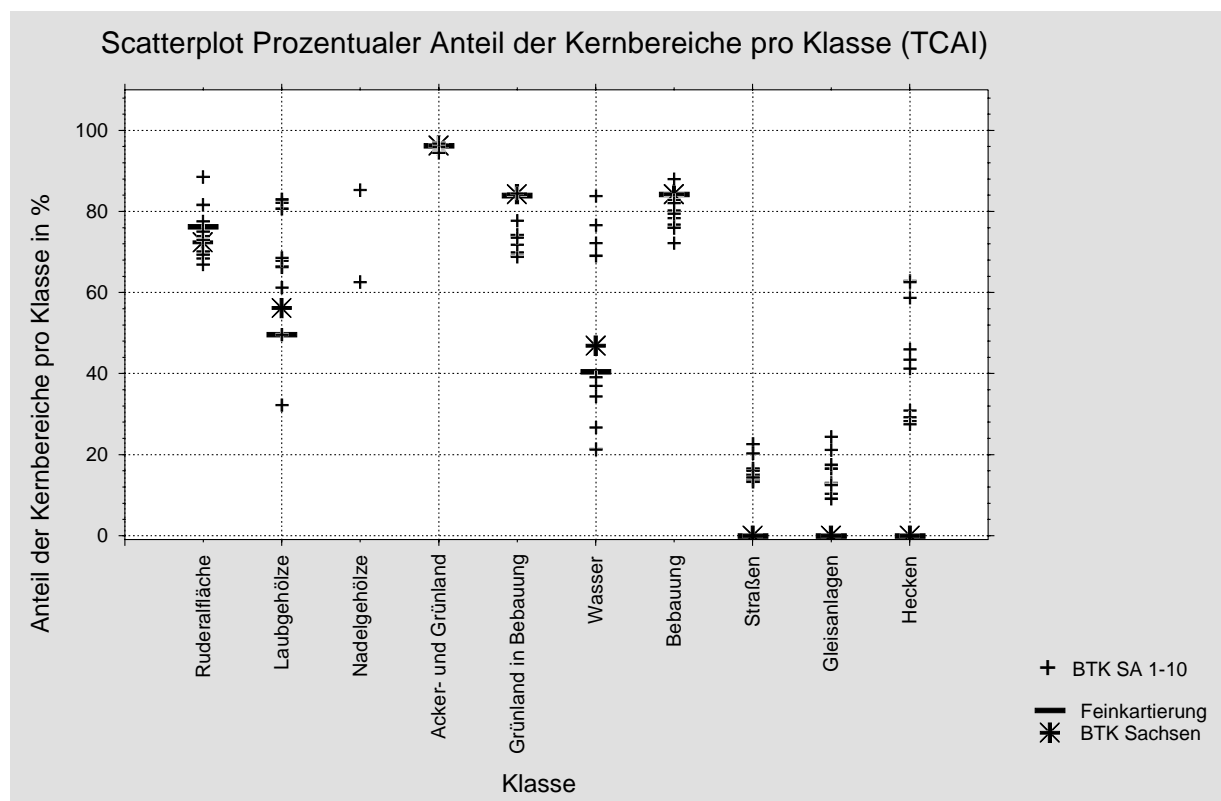
werden Stoffe abtransportiert und gelangen ins Fließgewässersystem. Folglich wäre die Wirksamkeit der Zerschneidung um so größer, je länger Wasser geführt wird. Im Untersuchungsgebiet führte im Untersuchungszeitraum nur der Bereich Räpitz die ganze Wasser, wodurch für diesen Bereich die Wahrscheinlichkeit eine Zerschneidung der retentionswirksamen *Patches* am größten ist.

Auf *Patch*ebene wird der Kantenkontrast durch das Maß EDCON abgebildet (vgl. Karte 6 im Anhang). Die für die Retention wichtigen Landschaftselemente werden dabei recht gut abgebildet, jedoch kommen dabei teilweise die oben diskutierten Probleme der *Patch*zerschneidung zum Tragen. Unbefriedigend ist die Abbildung der Ackerflächen, da durch Flächenzusammenfassungen (s. Abschnitt 3.3.2. Flächenmaße) oft nur Durchschnittswerte für große *Patches* dargestellt werden, obwohl für Teilbereichen durch unterschiedliche Nachbar-*Patches* mit variierenden Kantenkontrastwerten zu rechnen ist.

### Core-Maße

Für die Berechnung der *Core*-Maße wurde ein Abstand von 5 m zur *Patch*grenze als Kriterium für einen *Core*bereich definiert.

Nach Knauer (1993) wird für Kompensationsstreifen eine Mindestbreite von 10 m angestrebt. Enthält ein *Patch* mit hohem Retentionsvermögen zwischen Ackerfläche und Gewässer einen *Core*bereich, so kann von einer Retention ausgewaschener Stoffe ausgegangen werden.



**Abbildung 13: Scatterplot TCAI**

Betrachtet man den Anteil der *Core*bereiche an der Gesamtfläche der Klasse (TCAI), weist die Feinkartierung für die Klasse Laubgehölze einen Wert von 50% auf, die BTK Sachsen 56%. Der höhere Wert für die BTK Sachsen kann nur durch einen geringeren Anteil an

streifenförmigen Laubgehölzflächen ohne *Core*bereiche erklärt werden, wodurch die kompakteren Flächen mit *Core*bereichen stärker repräsentiert werden.

Die in der Feinkartierung erfolgte Ausweitung der linienhaften Darstellung von Feldgehölzen auf die (durch Vergleich mit dem Luftbild festgestellte) tatsächliche Breite hatte in diesem Fall nicht die erhoffte bessere Darstellung dieser für die Retention wichtigen Landschaftselemente zur Folge. Das mag damit zusammenhängen, daß in die flächenhafte Darstellung der Feldgehölze noch die Fließgewässer eingetragen wurden, wodurch nicht ein breites, sondern zwei schmale *Patches* entstanden, die wenig *Core*bereiche aufwiesen. Auch ohne *Core*bereich kann Feldgehölzen Retentionsfunktion zugesprochen werden, da hierfür die Evapotranspiration eine wichtige Rolle spielt (vgl. Prusinkiewicz et al., 1996), für die eher die Blattfläche als die Breite eines Landschaftselements von Bedeutung ist.

Wichtiger ist der TCAI-Wert für Ruderalflächen in Gewässernähe, da in diesem Fall die Breite für das Retentionspotential von Bedeutung ist. Allerdings wird dieser Sachverhalt im Untersuchungsgebiet mit *Core*maßen schlecht abgebildet, da große zusammenhängende Flächen im Bereich der Kulkwitzer Lachen überrepräsentiert sind. Außerdem zeigte die Korrektur für die Feinkartierung, daß in der BTK Sachsen zwischen linearen Elementen eingeschlossenen Flächen, eigentlich Artefakte, vielfach als Ruderalflächen ausgewiesen wurden, die den TCAI-Wert dieser Klasse in der BTK Sachsen verfälschen.

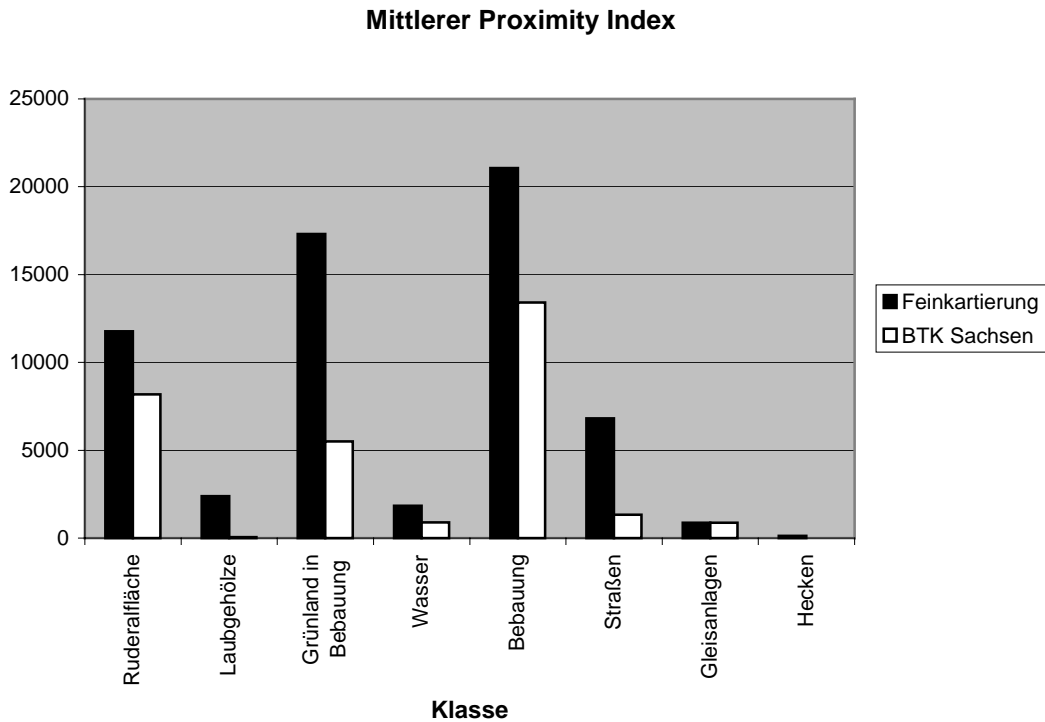
Das *Core*maß TCAI ist in der verwendeten Weise für die untersuchten Prozesse nicht aussagekräftig.

### **Maße der Nächsten Nachbarschaft**

#### Mittlerer Proximity Index (MPI)

Zum Vergleich der MPI-Werte wurden nur Feinkartierung und BTK Sachsen herangezogen (s. Abbildung 14). Dabei wurde die Klasse ‚Grün- und Ackerland‘ in der Darstellung weggelassen, da deren Werte mehr als 100x bzw. 600x höher als der nächsthöhere Wert war, woraus sich die Dominanz dieser Klasse innerhalb der Landschaft ablesen läßt.

Der kleinen MPI-Werte für die Laubgehölze kommen aus der geringen Dichte von Gehölzen in der Landschaft und deren kleiner Fläche zustande. Dabei fällt ein großer Unterschied zwischen Feinkartierung und BTK Sachsen auf. Das Verhältnis der Flächen dieser Klasse zwischen BTK Sachsen und Feinkartierung beträgt 1:1,65, das Verhältnis der MPI-Werte 1:37,47. Dabei tritt ein Nachteil der höheren Kartiergenauigkeit zutage: flächenhafte Feldgehölze werden in der Feinkartierung durch lineare Gewässer zerschnitten, wodurch mehrere *Patches* der Klasse ‚Laubgehölze‘ entstehen, die nur durch ein schmales *Patch* der Klasse ‚Wasser‘ getrennt sind. In der Berechnung der Maße der Nächsten Nachbarschaft verfälschen diese dicht benachbarten *Patches* die Statistik. So entsteht der Eindruck, daß diese Landschaftselemente dichter und großflächiger in der Landschaft vorkommen, was aber nicht der Realität entspricht. Ein reeller MPI-Wert liegt schätzungsweise zwischen BTK Sachsen und Feinkartierung, näher am Wert der BTK Sachsen.

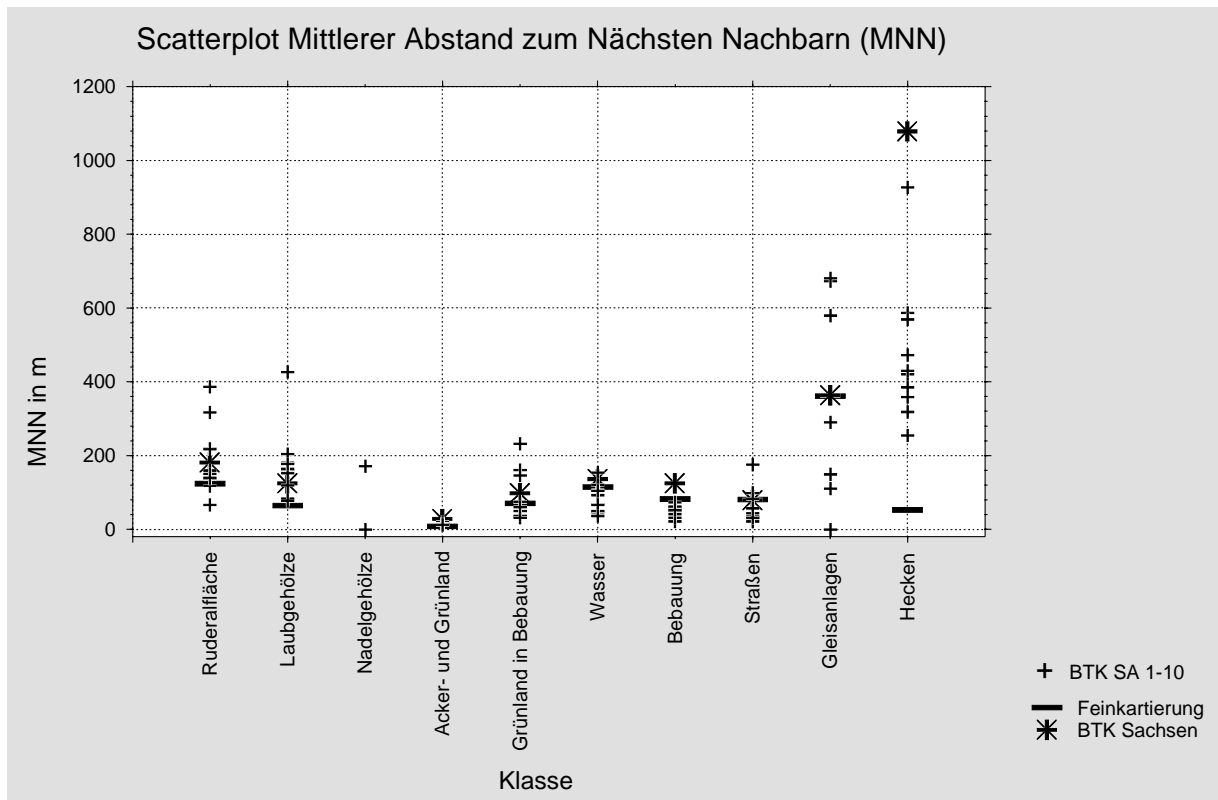


**Abbildung 14: Vergleich MPI Feinkartierung und BTK Sachsen**

#### Mittlerer Abstand zum Nächsten Nachbarn (MNN)

Für dieses Maß gelten die selben Vorbehalte gegenüber der Aussage wie für den MPI. An der Abbildung wird ersichtlich, daß die meisten MNN-Werte der Feinkartierung unter denen der BTK Sachsen liegen, was durch die unter MPI beschriebene Probleme aus der höheren Kartiergenauigkeit erklären läßt. Der MNN-Wert von 65,13 m für die Klasse ‚Laubgehölze‘ in der Feinkartierung gibt die realen Verhältnisse nur ungenügend wieder. Der MNN-Wert für diese Klasse aus der BTK Sachsen von 123,86 m scheint realistischer, obwohl in diesem Datensatz nicht alle Laubgehölze eingetragen sind. Der Durchschnitt für die Klasse ‚Laubgehölze‘ in der BTK SA 1-10 beträgt 171,7 m. Die Spanne reicht von 84,7 m für die Landschaft 72, in der größere zusammenhängende Waldgebiete den niedrigen Wert erklären, bis zu 426,6 m für die Landschaft 68, die einen großen Anteil an Bebauung und wenig Laubgehölze enthält.

Die Maße der Nächsten Nachbarschaft sind nicht geeignet, um Aussagen zu Entfernungen zwischen Landschaftselementen mit Retentionsfunktion zu machen, die mit Angaben zur Wirkungstiefe dieser Elemente (s. Abschnitt 3.3.3. Diskussion) vergleichbar sind. Die Berechnungsgrundlage für die Maße der Nächsten Nachbarschaft sind die Entfernungen zu den jeweils nächsten Elementen der gleichen Klasse. Dabei spielt die Verteilung der Elemente in der Landschaft keine Rolle, die für eine Bewertung der Retentionsvermögens auf Landschaftsebene von Bedeutung ist. Die Maße der Nächsten Nachbarschaft sind eher geeignet, Aussagen zur Isolation von Landschaftselementen bei Fragestellungen des Biotopverbundes und der Artenverteilung zu machen.



**Abbildung 15: Scatterplot MNN**

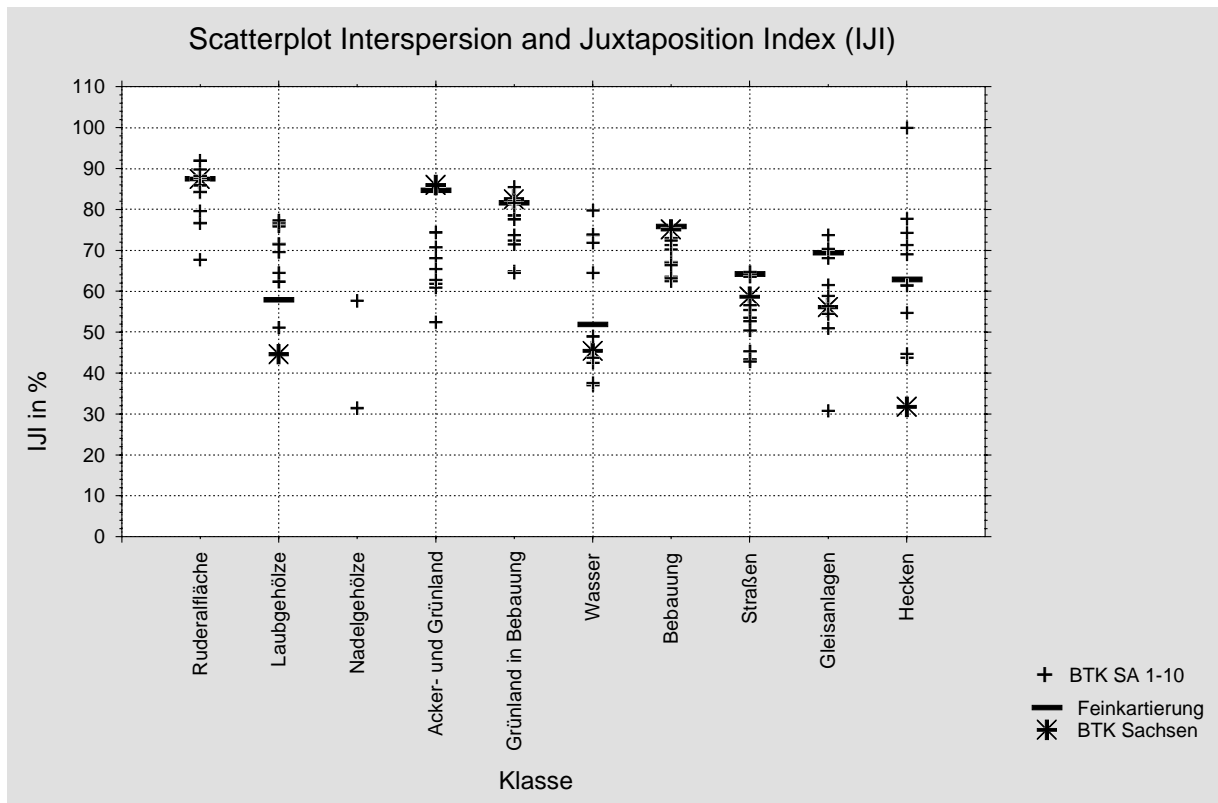
Die Anwendung von Maßen der Nächsten Nachbarschaft für Aussagen zur Verteilung von retentionswirksamen Elementen in der Landschaft erfordert die Anpassung dieser Maße auf diese Fragestellung. Dazu würde sich die Anwendung eines Rasternetzes auf die Landschaft eignen, um die Berechnungen der Nächsten Nachbarschaft bezogen auf die Rastermittelpunkte durchzuführen. Diese Methode wurde von Lausch (2000) zur Abschätzung des Einflusses des Verkehrsnetzes auf die Umgebung eingesetzt.

### **Interspersion und Juxtaposition Index (IJI)**

Als ein Maß für die Verteilung von Landschaftselementen innerhalb der Landschaft wurde der IJI herangezogen. Dieser Index gibt prozentual den Grad der gleichmäßigen Verteilung der Landschaftselemente einer Klasse, gemessen an der maximal möglichen Gleichverteilung dieser Elemente an.

Beim Vergleich mit der BTK Sachsen zeigen die Klassen ‚Laubgehölze‘, ‚Hecken‘ und ‚Wasser‘ in der Feinkartierung deutlich höhere Werte. Die höhere Kartiergenauigkeit hat hier offensichtlich eine verbesserte Abbildung der Verteilung zur Folge. Die unter MPI beschriebenen Probleme durch zerschnittene *Patches* kommt beim IJI wahrscheinlich kaum zum Tragen, da sich die höhere Kantenlänge, welche zur Erhöhung des IJI-Wertes führen könnte, durch den geringen Abstand der durch die Zerschneidung entstandenen *Patches*, d.h. eine disproportionale Verteilung, wieder kompensiert wird.

Die höchsten Werte haben die Klassen ‚Ruderalfläche‘ und ‚Ackerland‘ (zwischen 84,7 und 87,6%), wobei erstere die höchsten Werte zeigt. Daran läßt ist erkennbar, daß die Größe der Klassenfläche bei diesem Maß nicht ins Gewicht fällt, wodurch es sich gut zur realistischen Beurteilung von Verteilungen eignet.



**Abbildung 16: Scatterplot IJI**

Es ist vorstellbar, den IJI als Leitwert für Umweltqualitätsziele einzusetzen, wozu allerdings vergleichende Untersuchungen an unterschiedlichen Landschaften sowie die Erarbeitung von Richtwerten (unter Einbeziehung der Wirkungstiefe naturnaher Landschaftselemente, s. Abschnitt 3.3.3.) nötig sind. Um als Leitwert angewandt zu werden empfiehlt sich außerdem die Einbeziehung von Maßen, die die Bedeutung der betrachteten Klasse innerhalb der Landschaft widerspiegeln (z.B. %LAND, ED).

### Zusammenfassung

Bei der Berechnung der LSM traten aus unterschiedlichen Gründen Fehler auf (s. Abschnitt 3.3.1.), die sich auf einen großen Teil der Ergebnisse auswirkten. Die umfangreiche Korrektur dieser Fehler mit anschließender Neuberechnung der LSM war aus zeitlichen Gründen nicht mehr möglich.

Dennoch lassen sich einige Aussagen zu treffen.

- ▶ Bei der untersuchten Landschaft und den Vergleichslandschaften handelt es sich um weitgehend ausgeräumte Agrarlandschaften, die von überdimensionierten Ackerflächen dominiert werden.
- ▶ Die Kantenmaße ED und MECI sind bei der Untersuchung von Prozessen des Landschaftshaushaltes, die besonders intensiv an Ökotonen ablaufen, gut zur Darstellung der Bedeutung der einzelnen Klassen geeignet. Der MECI stellt dabei durch die Kontrasttabelle (s. Abschnitt 2.4.2. Kantenmaße) eine Verbindung zu den Ergebnissen der Felduntersuchungen her. Die Darstellung dieses Sachverhaltes auf *Patchebene* durch EDCON bildet die für die Retention bedeutsamen Landschaftselemente gut ab, jedoch ist

die Abbildung der Verhältnisse bezüglich der Ackerflächen aufgrund von Flächenzusammenfassungen durch fehlerhafte Abgrenzungen unbefriedigend.

- ▶ Die Verwendung der *Core*maße brachte keine aussagekräftigen Ergebnisse.
- ▶ Die Maße der Nächsten Nachbarschaft MNN und MPI erwiesen sich in der verwendeten Form als ungeeignet um für Aussagen zu den untersuchten Prozessen des Landschaftshaushaltes herangezogen zu werden.
- ▶ Der Verteilungsindex IJI scheint für die Darstellung komplexer Sachverhalte gut geeignet, jedoch bedarf es der Schaffung normierter Vergleichswerte, damit eine Einordnung ermittelter Ergebnisse und deren Verknüpfung mit konkreten Fragestellungen erfolgen kann.
  
- ▶ Die erfolgte Korrektur der BTK Sachsen zur Feinkartierung brachte Vor- und Nachteile. Zum einen wurden Elemente in realistischer Größe dargestellt und berechnet. Zum anderen bereitete die detailliertere Darstellung der Landschaftselemente bei der Berechnung einiger LSM Schwierigkeiten, weil Werte verzerrt wiedergegeben wurden.

### 3.3.3. Diskussion der Ergebnisse der Landschaftstrukturberechnung

#### Zusammenhänge zwischen den untersuchten Parametern des Landschaftshaushaltes und den Ergebnissen der Quantifizierung der Landschaftsstruktur

Die untersuchten Parameter des Landschaftshaushaltes charakterisieren dynamische Prozesse, die Struktur der Landschaft wird durch Landschaftsstrukturmaße quantifiziert und die Zuordnung bestimmter dynamischer Prozesse zu Strukturen der Landschaft ermöglicht Rückschlüsse auf die Funktionen bestimmter Landschaftsstrukturen (vgl. die drei wesentlichen Merkmale der Landschaftsökologie nach Forman und Godron, 1986).

Die Zuordnung dieser Prozesse ist eng mit dem Betrachtungsmaßstab verbunden. Je größer der Maßstab, desto genauer können Prozesse abgegrenzt und einzelnen Elementen zugeordnet werden. Verkleinert sich der Maßstab, aggregieren die einzelnen Elemente zu allgemeineren Strukturen, wobei auch die ablaufenden Prozesse zusammengefaßt werden.

Die Übertragung von Untersuchungsergebnisse zu Prozessen des Landschaftshaushaltes in großem Maßstab auf kleinere Maßstäbe ist deshalb problematisch, weil meist nur ausgewählte Strukturen eingehend untersucht werden. Wird der Maßstab dann verkleinert, muß das Verhalten der hinzukommenden Strukturen bezüglich der untersuchten Prozesse vernachlässigt oder extrapoliert werden, wodurch große Ungenauigkeiten entstehen. Ein anderer Ansatz ist die maßstabsbezogene Erfassung von Prozessen (vgl. Hillbricht-Ilkowska et al. 1997), wobei allerdings nur noch Aussagen zur Gesamtlandschaft möglich sind (keine Aussagen zu einzelnen Strukturelementen).

Für die vorliegende Arbeit bedeutet dies:

Die untersuchten Parameter des Landschaftshaushaltes eignen sich gut, um Bereiche mit erhöhter Dynamik zu charakterisieren.

Schwieriger ist es, diese dynamischen Prozesse bestimmten Landschaftsstrukturen zuzuordnen, da hierbei Ökotope zwischen verschiedenen Landschaftselementen eine wichtige Rolle spielen. Die stärksten Veränderungen bezüglich der untersuchten Parameter waren jedoch innerhalb der Saumbereiche der Gewässer festzustellen. Da diese Saumbereiche durch



das Vorkommen bestimmter abgrenzbarer Vegetationsstrukturen gekennzeichnet waren, ließ sich eine erhöhte Dynamik von Prozessen des Landschaftshaushaltes diesen Strukturen zuordnen. Diese erhöhte Dynamik erlaubt mit Hinblick auf die Ergebnisse zahlreicher Untersuchungen (s. Abschnitt 1.4.) den Schluß, daß den untersuchten Vegetationsstrukturen eine bestimmte Funktion im Landschaftshaushalt, besonders in Bezug auf Retentionsprozesse zukommt.

Auf der Basis der Zuordnung von Funktionen im Landschaftshaushalt zu bestimmten Landschaftsstrukturen sind über Verteilungsmaße (s. Auswertung IJI, MNN, MPI) dieser Landschaftsstrukturen Aussagen zur Gesamtlandschaft möglich. Zur Absicherung der Ergebnisse empfehlen sich Untersuchungen zu Prozessen des Landschaftshaushaltes auf kleinerem Maßstab (vgl. Hillbricht-Ilkowska et al., 1997).

Zur Darstellung der dynamischer Prozesse an Ökotonen zwischen verschiedenen Landschaftselementen lassen sich Kantenmaße einsetzen. Die Grenze zwischen verschiedenen Landschaftselementen gibt zwar die räumliche Dimension des Ökotonen nicht wieder, jedoch läßt sich durch die Zuordnung von Kontrastwerten zu den Grenzen (vgl. Abschnitt 2.4.2. Kantenmaße) die Dynamik darstellen. Die Präzision der Fragestellung ist hierbei entscheidend für die Genauigkeit der Darstellung, denn je weniger Wechselwirkungen zwischen verschiedenen Elementen berücksichtigt werden müssen, desto klarer wird die Aussage. Beispielsweise hätte die gesonderte Berechnung des Kantenkontrasts der Ackerflächen zu allen anderen Flächen die Problematik des diffusen Stoffeintrags in Fließgewässer aus Agrarflächen deutlicher abbilden können, als dies durch die verwendete Kantenkontrasttabelle (s. Abschnitt 2.3.2. Kantenmaße) möglich war, in der von der potentiellen Retentionsleistung ausgegangen und jede Klasse mit allen anderen Klassen verglichen wurde.

Als teilweise schwierig erwies sich die Abgrenzung von Landschaftsstrukturen (vgl. Abschnitte 3.3.1. Ungeeignete Abgrenzung von Strukturen und 3.3.2. MECI). Die digitale Abgrenzung von Landschaftsstrukturen entsprach in diesen Fällen nicht den Verhältnissen der Stoffdynamik. Eine genaue Darstellung der natürlichen Gegebenheiten in den digitalen Karten, wie dies z.B. für die Fließgewässer im Untersuchungsgebiet erfolgte, bedarf einer spezifischen Aufgabenstellung und scheint eher für großmaßstäbliche Untersuchungen geeignet. Für Aussagen zum Stoffhaushalt der Gesamtlandschaft genügt die Erfassung von im Maßstab 1:10 000 gut abgrenzbaren Strukturen. Dazu ist die moderne Satellitenbilderfassung schon in der Lage, bieten doch Sensoren wie IKONOS geometrische Auflösungen von 1-4 m an.

#### Anwendung der Wirkungstiefe von Feldgehölzen auf Fragen der Landschaftsstruktur

Der Wirkungsbereich naturnaher Landschaftselemente (z.B. Feldgehölze) ist begrenzt. Die maximale Wirkungsbreite gegen Winderosion wird mit dem 15-17fachen der Gehölzhöhe angegeben (Hassenpflug, 1990), der Hauptwirkungsbereich für Retention und Wasserrückhalt liegt innerhalb des 8fachen der Gehölzhöhe (Ryszkowski, 1975).

Für die Retention ergibt sich bei einer durchschnittlichen Höhe der Feldgehölze im Untersuchungsgebiet von 10-15 m eine Wirkungstiefe von 80-120 m. Für niedrigere Gehölze wie Hecken oder neu angepflanzte Baumreihen ist die Wirkungstiefe entsprechend niedriger. Für die Darstellung der Wirkungstiefen in Karte 7 (s. Anhang) kam es vor allem auf die Veranschaulichung der Problematik an, weshalb die dort abgebildeten Flächen im Einflußbereich retentionswirksamer Strukturen grobe Schätzungen wiedergeben. Dabei wurden auch Gärten und Streuobstflächen als retentionswirksame Strukturen einbezogen, weil

aufgrund ihrer Gehölzbestückung zumindest mit ähnlichen Effekten zu rechnen ist, wie sie Ryszkowski et al. (1997) an Feldgehölzen beschreiben. Die Wirkungsrichtung der Retentionsprozesse wurde wegen der Vielzahl der dabei einfließenden Faktoren nicht berücksichtigt, vielmehr wurde eine gleichmäßige Wirkung nach allen Seiten angenommen, wodurch die maximale, von retentionswirksamen Vegetationsstrukturen beeinflusste Fläche abgebildet wird.

Auf dieser Grundlage kann festgestellt werden, daß nur wenige kleine Ackerflächen im Untersuchungsgebiet so von Landschaftselementen mit hohem Retentionspotential umgeben sind, daß von einem umweltverträglichen Landschaftshaushalt ausgegangen werden kann. Der weitaus größte Teil der Ackerflächen ist überdimensioniert und allein an den Bedürfnissen einer maschinellen Bodenbearbeitung ausgerichtet. Landschaftselemente mit Retentionsfunktion sind so weit voneinander entfernt, daß sie für einen großen Flächenanteil wirkungslos sind (vgl. Karte 7 im Anhang).

Durch das Maß der Mittleren Nächsten Nachbarschaft (MNN) werden diese Verhältnisse leider nur ungenügend abgebildet, da von linearen Elementen (z.B. Gewässern) zerschnittene Feldgehölzstrukturen sehr dicht benachbarte *Patches* bilden, deren geringer Abstand den Mittelwert nach unten verfälschen (MNN Feinkartierung für die Klasse Laubgehölze 65,1m). Die Anwendung eines Rastermodells, bei dem die Berechnung der Maße der Nächsten Nachbarschaft vom Rastermittelpunkt ausgeht (vgl. Lausch, 2000) erscheint in diesem Fall geeigneter.

Eine weitere Möglichkeit ist der Einsatz des IJI als Leitwert für Umweltqualitätsziele. Dazu sollten verschiedene Landschaften, zu denen schon Daten zum Landschaftshaushalt und zur Landschaftsstruktur vorliegen über den IJI verglichen werden. Es sollten Kombinationen mit anderen Maßen erprobt werden, die die Bedeutung der betrachteten Klassen wiedergeben (z.B. %LAND, ED).

Anhand mathematischer Modelle, die die Wirkungstiefe naturnaher Landschaftselemente einbeziehen, könnten sowohl für die vorgeschlagene Methode zur Berechnung der Maße der Nächsten Nachbarschaft als auch für den IJI grundlegende Zielwerte für Umweltqualitätsziele errechnet werden. Diese sind auf Anwendbarkeit zu überprüfen, wobei die Einbeziehung natürlich Gegebenheiten wie Bodenartenverteilung und ursprüngliches Gewässersystem hilfreich erscheint (vgl. Meyer, 1997).

#### **4. Zusammenfassung und Ausblick**

Zusammenfassend können folgende Aussagen gemacht werden:

- ▶ Die Erfassung der in dieser Arbeit verwendeten Parameter des Landschaftshaushaltes eignet sich zur Darstellung der Prozeßdynamik des Stofftransports an sich und bietet sich dabei im Besonderen für großmaßstäbliche Untersuchungen (unter 1:10 000) an.
- ▶ Die Leitfähigkeit als Summenparameter erscheint für die Fragestellung des diffusen Stoffeintrags in Fließgewässer wenig geeignet, um in größeren Maßstäben Aussagen zum Stofftransport auf Landschaftsebene zu machen, da die hierbei einfließenden Faktoren zu komplex sind.
- ▶ Der pH-Wert ist als Maß für die Acidität, z.B. für die Versauerung von Boden und Gewässern von großer Bedeutung und eignet sich dabei auch für die Untersuchungen in

kleineren Maßstäben (vgl. Neumeister et al., 1995). Als Parameter zur Charakterisierung des Stoffeintrags in Fließgewässer ist der pH-Wert bedingt zu gebrauchen, da er als Indikator für die Kationenaustauschkapazität des Bodens herangezogen werden kann, jedoch bleiben dabei Unsicherheiten in der Aussage (vgl. Abschnitt 3.2.3. pH-Werte).

- ▶ Die Saumstrukturen entlang der Fließgewässer waren anhand der untersuchten Parameter gut von den angrenzenden Ackerflächen zu unterscheiden. Daraus läßt sich auf eine veränderte Prozeßdynamik innerhalb dieser Strukturen schließen und für diese Strukturen eine spezielle Funktion im Stoffhaushalt der Landschaft, besonders bei Retentionsprozessen, ableiten.
- ▶ Bei der Berechnung von LSM können dynamische Prozesse an Ökotonen durch Kantenmaße, insbesondere unter Verwendung von Kontrastwerten, die der Fragestellung entsprechend definiert werden, dargestellt werden.
- ▶ Für die Untersuchung von Prozessen des Landschaftshaushaltes auf Landschaftsebene bieten sich Verteilungsmaße wie z.B. IJI, MPI und MNN an. Aus der Verteilung von Landschaftselementen, denen in den untersuchten Prozessen eine wichtige Funktion zukommt, lassen sich Aussagen zur Gesamtlandschaft ableiten.
- ▶ Die Verwendung der Biotoptypenkartierung Sachsen als Datengrundlage für die Berechnung der LSM erwies sich als problematisch, da zahlreiche Korrekturen notwendig waren. Die für diese Arbeit an der Biotoptypenkartierung Sachsen durchgeführten Korrekturen hatten auf die Berechnung der verschiedenen LSM unterschiedliche Auswirkungen. Für zukünftige Arbeiten, bei der die Biotoptypenkartierung Sachsen als Datengrundlage verwendet werden soll, muß entsprechend der Fragestellung eine sinnvolle Kartiergenauigkeit festgelegt werden.

Für zukünftige Forschungen, bei der Feldgehölze in die Erfassung von Landschaftsstrukturen einbezogen werden sollen, bietet sich eine digitale Auswertung von hochauflösenden Satellitenaufnahmen an. Moderne Verfahren wie z.B. die Sensoren IKONOS bieten Auflösungen von 1-4 m an. Auf Fernerkundungsbildern sind Feldgehölze farblich gut von der umgebenden Landschaft zu unterscheiden, was eine digitale Erkennung ermöglicht. Dabei würde die reale Breite recht gut abgebildet. Die Erkennung anderer für die Retention wichtiger Landschaftselemente wie Wiesen und Raine müßte erprobt werden.

Verschiedenen Ausprägungen von Feldgehölzen, die anhand hochauflösender Fernerkundungsbilder unterscheidbar sind (z.B. lückige Bestände, einreihige/mehrreihige Ausbildung) könnten Wichtungen bezüglich der untersuchten Funktionen im Landschaftshaushalt zugeordnet werden.

Bei Fragestellungen zum Landschaftshaushalt ist die Skalierung nicht nur beim Digitalisieren, und Berechnen von LSM zu beachten, auch bei der Erfassung von Meßwerten zur bestimmten Parametern ist die Vereinbarkeit von Fragestellung und Untersuchungsmaßstab von großer Bedeutung.

Ein weiteres Problem ist die Erfassung und Integration der Wirkungsrichtung, die bei Prozessen des Landschaftshaushaltes oft eine entscheidende Rolle spielt. Je nach

Fragestellung müssen geeignete Datengrundlagen, sowie Methoden zu deren Erfassung und Verarbeitung ausgewählt werden.

Für den Stofftransporte durch Wasser ist beispielsweise die Abflußrichtung und Hangneigung von Interesse, da Stoffe entweder in gelöster Form oder als Partikel vom Wasser mitgeführt werden und somit dessen Bewegung folgen. Digitale Höhenmodelle können z.B. aus topographische Karten erstellt werden, wodurch die Abflußrichtung und Hangneigung in die digitale Datenverarbeitung integriert werden können.

Die Erfassung dynamischer Prozesse des Landschaftshaushaltes, wie z.B. des Stofftransportes durch Wasser, erhält zunehmend Bedeutung bei der Umsetzung des Ressourcenschutzes. So findet für den Freistaat Sachsen eine flächendeckende Erfassung von Bodenpotentialen und Bodenfunktionen statt, um den Anforderungen des Bodenschutzes als auch der Raumplanung zu entsprechen (Landesamt für Umwelt und Geologie, 1997). Für Landschaften wie das Untersuchungsgebiet, die einerseits für die Agrarproduktion von großer Bedeutung sind, andererseits aber einer hohen Erosionsgefährdung ausgesetzt sind (vgl. Abschnitt 2.1.2.) müssen Möglichkeiten zur Umstellung auf eine nachhaltige Bewirtschaftungsweise gefunden werden. Dazu sind Erkenntnisse und Methoden der Erforschung des Landschaftshaushaltes mit denen der Landschaftsstruktur erfassung zu verknüpfen, um unter Einbeziehung einer umfassenden Datenbasis planen und modellieren zu können.

Für die Umsetzung der Erkenntnisse über die Wechselwirkungen zwischen Landschaftsstruktur und Ökologie bedarf es der Intergation des Menschen als Nutzer und Gestalter der Landschaft. Dabei sollten die Bedürfnisse der von der Planung Betroffenen, im Falle der Gestaltung von Agrarlandschaften die Bauern, in die Forschung von Anfang an einbezogen werden. Dies zeigt exemplarisch die Arbeit "Landwirt schafft Landschaft" von Tress (2000). Nur so ist es möglich, Verständnis für die Planungsziele des Umweltschutzes und Mithilfe der Landwirte bei deren Umsetzung zu fördern.

## Literatur

- BARTOSZEWICZ, A. (1994): Chemical Compounds in Ground Waters of Agricultural Catchment Areas. *Roczniki Akademii Rolniczej* 250. Poznan. S. 1-69.
- BARTOSZEWICZ, A. & RYSZKOWSKI, L. (1996): Influence of Shelterbelts and Meadows on the Chemistry of Ground water. In: Ryszkowski, L., French, N. R., Kedziora, A. (Hrsg.): *Dynamics of an Agricultural Landscape*, Poznan. S. 98-109.
- BILL, R. & FRITSCH, G. (1991): *Grundlagen der Geo-Informationssysteme*. Karlsruhe.
- BLASCHKE, T. (1999): Quantifizierung der Struktur einer Landschaft mit GIS: Potentiale und Probleme. In: Walz, U. (Hrsg.): *Erfassung und Bewertung der Landschaftsstruktur*. Schriftenreihe des Institutes für ökologische Raumentwicklung, Bd. 29. Dresden. S. 9-25.
- BLASCHKE, T. (2000a): Landscape metrics: Konzepte eines jungen Ansatzes der Landschaftsökologie und Anwendungen in Naturschutz und Landschaftsforschung. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung*. Vol. 39. Harwood Academic Publishers. S.267-299.
- BLASCHKE, T. (2000b): Die Vernetzung von Landschaftselementen: Die Rolle von GIS in der Landschaftsplanung. *GIS 6/2000*. S. 17-26.
- BLUME, H.-P. (1990): *Handbuch des Bodenschutzes*. Landsberg/Lech.
- BOROWIEC, S., SKRZYCZYNSKI, T., KUCHARSKA, T. (1978): Migration of Mineral Components from the Soils of Szczecin Lowland. (In Polnisch). *Soc. Sci. Stetinensis* 47. Szczecin. S. 1-68.
- EHRIG, A. (1998): *Landschaftsmonitoring im Südraum Leipzig*, Diplomarbeit. Universität Rostock, Agrarwissenschaftliche Fakultät, Fachbereich Landeskultur und Umweltschutz.
- ELLENBERG, H. (1979): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18.
- FIEDLER, H. J. (1990): *Bodennutzung und Bodenschutz*. Jena.
- FORMAN, R. T. T. & GODRON, M. (1986): *Landscape Ecology*. New York.
- FÖRSTNER, U. & WITTMANN, G.T.W. (1983): *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Berlin.
- HAASE, D. (1999): Beiträge zur Geosystemanalyse von Auenlandschaften – Säurestatus und Pufferfunktion der Waldböden in den Leipziger Flußauen, Dissertation. UFZ-Bericht 19/1999.
- HAASE, D., SCHNEIDER, B., NEUMEISTER, H. (2000a): Processes in Fluvisols Caused by Artificial Flooding in Floodplain Forest Ecosystems. Consequences of Human Impact on Floodplain Wetlands in Central Germany. *Geoöko*, Vol. XXI. Bensheim. S. 185-198.

HAASE, D., SCHNEIDER, B., NEUMEISTER, H. (2000b): Stoffeintrag und Stoffdynamik künstlicher Flutungsgebiete in bewaldeten Auen – das Beispiel Weiße-Elster-Aue in Leipzig. In: Friese, K., Witter, B., Miehl, G., Rode, M. (Hrsg.): Stoffhaushalt von Auenökosystemen: Böden, Hydrologie, Schadstoffe, Bewertung. Berlin Heidelberg. S. 279-288.

HANSEN, A. J., RISSER, P. G., DI CASTRI, F. (1992): Epilogue: Biodiversity and Ecological Flows Across Ecotones. In: Hansen, A. J., Di Castri, F. (Hrsg.): Landscape Boundaries. Consequences for Biotic Diversity and Ecological Flows. New York. S. 423-438.

HASSENPFUG, W. (1990): Schutz vor Winderosion. In: Blume, H.-P. (Hrsg.): Handbuch des Bodenschutzes, S.539-543. Landsberg/Lech.

HILLBRICHT-ILKOWSKA, A., RYSZKOWSKI, L., SHARPLEY, A. N. (1995): Phosphorus Transfers And Landscape Structure: Riparian Sites And Diversified Land Use Patterns. In: Thiessen, H. (Hrsg.): Phosphorus in the Global Environment. John Wiley & Sons Ltd. S. 201-228.

HUNGER, W. (1992): Die Böden Sachsens. Sächsische Heimatblätter 2/1992. S. 91-98.

JOHNSTON, C. A., PASTOR, J., PINAY, G. (1992): Quantitative Methods for Studying Landscape Boundaries. In: Hansen, A. J., Di Castri, F. (Hrsg.): Landscape Boundaries. Consequences for Biotic Diversity and Ecological Flows. New York. S. 107-125.

KLAPP, E. (1967): Lehrbuch des Acker- und Pflanzenbaus. Berlin Hamburg.

KNAUER, N. (1993): Ökologie und Landwirtschaft: Situation – Konflikte – Lösungen. Stuttgart.

KNAUER, N. & MANDER, Ü. (1989): Untersuchungen über die Filterwirkung verschiedener Saumbiotope an Gewässern in Schleswig-Holstein. 1. Mitt.: Filterung von Stickstoff und Phosphor. Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 30. Berlin und Hamburg. S. 365-376.

KNAUER, N. & MANDER, Ü. (1990): Untersuchungen über die Filterwirkung verschiedener Saumbiotope an Gewässern in Schleswig-Holstein. 2. Mitt.: Filterung von Schwermetallen. Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 31. Berlin und Hamburg. S. 52-57.

KÖHLER, W., SCHACHTEL, G., VOLESKE, P. (1995): Biostatistik: Einführung in die Biometrie für Biologen und Agrarwissenschaftler. Berlin; Heidelberg.

LAASER, B. (1992): Konzentrationsgradienten von Pflanzennährstoffen im Kontaktbereich von Äckern und Auen. Materialien zur Raumordnung, Band XLII. Hrsg.: Geographisches Institut der Ruhr-Universität Bochum. Bochum

Landesamt für Umwelt und Geologie, Referat Arten- und Naturschutz (Hrsg., 1994): Biotopkartierung Sachsen, Stand 1993, 1:10 000. Radebeul.

Landesamt für Umwelt und Geologie (1997): Bodenatlas des Freistaates Sachsen, Teil 2 - Standortkundliche Verhältnisse und Bodennutzung. Radebeul.

Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (Hrsg., 1992): Biotoptypenkartierung Sachsen-Anhalt, Stand 1992, 1:10 000. Halle.

Landesvermessungsamt Sachsen (1997): Topographische Karte 1:10 000. Nr. 4739-NW Kulkwitz. Stand 1996. Dresden.

Landesvermessungsamt Sachsen (1992): Topographische Karte 1:25 000. Nr. 4739 Zwenkau. Stand 1988. Dresden.

LAUSCH, A. (1999): Raumstrukturmaße in der Tagebaufolgelandschaft „Südraum Leipzig“ - Landschaftsmonitoring und Bewertungsansätze - In: Walz, U. (Hrsg.): Erfassung und Bewertung der Landschaftsstruktur. Schriftenreihe des Institutes für ökologische Raumentwicklung, Bd. 29. Dresden. S. 77-91.

LAUSCH, A. (2000): Raum-zeitliches Monitoring von Landschaftsstrukturen in der Tagebauregion Südraum Leipzig mit Methoden der Fernerkundung und Geoinformation. Dissertation. UFZ-Bericht 12/2000.

LAUSCH, A. & MENZ, G. (1999): Bedeutung der Integration linearer Elemente in Fernerkundungsdaten zur Berechnung von Landschaftsstrukturmaßen. Photogrammetrie – Fernerkundung – Geoinformation 3. S. 185-194.

MARKS, R., MÜLLER, M. J., LESER, H., KLINK, H.-J. (1992): Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes (BA LVL). Forschungen zur deutschen Landeskunde, Bd. 229. Zentrallausschuß für deutsche Landeskunde. Selbstverlag.

MATZ, R. (1956): Agrar-Atlas über das Gebiet der Deutschen Demokratischen Republik – Bodenarten und Bodenartliche Ertragsbedingungen nach den Ergebnissen der Bodenschätzung. Gotha.

MCGARICAL, K. & MARKS, J. (1994): FRAGSTATS – Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. Forest Science Department, Oregon State University, Corvallis, OR 97331.

MEYER, B. (1997): Landschaftsstrukturen und Regulationsfunktionen in Intensivagrarlandschaften im Raum Leipzig-Halle. Regionalisierte Umweltqualitätsziele – Funktionsbewertungen – multikriterielle Landschaftsoptimierung unter Verwendung von GIS, Dissertation. UFZ-Bericht 24/1997.

NEILSEN, G. H., CULLEY, J. L., CAMERON, O. R. (1980): Nonpoint Runoff from Agricultural Watersheds. Journal of Great Lakes Research, 3, S. 195-202.

NEUMEISTER, H. (1999): Heterogenität – Grundeigenschaft der räumlichen Differenzierung in der Landschaft. In: Mannsfeld, K., Neumeister, H. (Hrsg.): Ernst Neefs Landschaftslehre heute. Petermanns geographische Mitteilungen: Ergänzungsheft 294. Gotha Stuttgart. S. 89-106.

NEUMEISTER, H., HAASE, D., REGBER, R. (1997): Methodische Aspekte zur Ermittlung von Versauerungstendenzen und zur Erfassung von pH-Werten in Waldböden. Petermanns Geographische Mitteilungen, 141 (5+6): S. 385 – 399.

- NEUMEISTER, H., KRÜGER, A., MEYER, L., REGBER, R. (1995): Räumliche Differenzierung elementarer geoökologischer Eigenschaften im oberen Westerzgebirge/oberen Vogtland. Freiberg (Sachs.), S. 43 – 81. = Geoprofil.
- OTABBONG, E., SIMAN, G., KARLIK, B. (1993): Influence of Liming on the Susceptibility to Leaching of some Elements in Two Incubated Polish Soils. *Acta Agriculturae Scandinavica*, 43. S. 29-133.
- OTTO, H.-J. (1994): *Waldökologie*. Stuttgart.
- PRUSINKIEWICZ, Z., POKOJSKA, U., JOSEFKOWICZ-KOTLARZ, J., KWIATKOWSKA, A. (1996): Studies on the Functioning of Biochemical Barriers. In: Ryszkowski, L., French, N. R., Kedziora, A. (Hrsg.): *Dynamics of an Agricultural Landscape*, Poznan. S. 110-119.
- RABEN, G., ANDREAE, H., KARST, H., SYMOSSEK, F., LEUBE, F. (2000): Bodenzustandserhebung (BZE) in den Sächsischen Wäldern (1992-1997). *Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Forsten*, Heft 18. Graupa.
- Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1985): Sondergutachten „Umweltprobleme in der Landwirtschaft“ – Bundestagsdrucksache 10/3613.
- RYSZKOWSKI, L. (1975): Review of Studies Carried out in Turew on Influence of Shelterbelts on Environment of Adjoining Fields. *Zeszyty Problemowe Postepow Nauk Rolniczych* 166. S. 71-82.
- RYSZKOWSKI, L. (1992): Energy and Material Flows Across Boundaries in Agricultural Landscapes. In: Hansen, A. J., Di Castri, F. (Hrsg.): *Landscape Boundaries. Consequences for Biotic Diversity and Ecological Flows*. New York. S. 270-284.
- RYSZKOWSKI, L. (1996): Threats to Sustainable Development of Rural Areas in Poland. In: Ryszkowski, L., Pearson, G., Balazy (Hrsg.): *Landscape Diversity: A Chance for the Rural Community to Achieve a Sustainable Future*. Poznan. S. 22-31.
- RYSZKOWSKI, L. & BALAZY, S. (1996): Conservation of Natural Heritage and Nature Protection in Rural Areas of Poland. In: Ryszkowski, L., Pearson, G., Balazy (Hrsg.): *Landscape Diversity: A Chance for the Rural Community to Achieve a Sustainable Future*. Poznan. S. 147-159.
- RYSZKOWSKI, L., BARTOSZEWICZ, A., KEDZIORA, A. (1997): The Potential Role of Mid-Field Forests as Buffer Zones. In: Haycock, N., Burt, T., Goulding, K., Pinay, G. (Hrsg.): *Buffer Zones: Their Processes and Potential in Water Protection*, Harpenden. S. 171-191.
- RYSZKOWSKI, L. & KARG, J. (1996): Biodiversity in Agricultural Landscape. In: Ryszkowski, L., Pearson, G., Balazy (Hrsg.): *Landscape Diversity: A Chance for the Rural Community to Achieve a Sustainable Future*. Poznan. S. 80-93.
- RYSZKOWSKI, L. & KEDZIORA, A. (1995): Modification of the Effects of Global Climate Change by Plant Cover Structure in an Agricultural Landscape. *Geographia Polonica* 65. S. 5-34.



RYSZKOWSKI, L. & KEDZIORA, A. (1996): Ecological Guidelines for Management of Agricultural Landscapes. In: Ryszkowski, L., French, N. R., Kedziora, A. (Hrsg.): Dynamics of an Agricultural Landscape, Poznan. S. 213-223.

SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. 13. Auflage. Stuttgart.

SCHUBERT, R., HILBIG, W., KLOTZ, S. (1995): Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Mittel- und Nordostdeutschlands. Jena, Stuttgart.

SCHUMACHER, U. & WALZ, U. (1998): Landschaftsbewertung unter strukturanalytischen Gesichtspunkten mit GIS am Beispiel des Kartenblattes Plauen. In: Walz, U. (Hrsg.): Erfassung und Bewertung der Landschaftsstruktur. Schriftenreihe des Institutes für ökologische Raumentwicklung, Bd. 29. Dresden. S. 107-119.

STERN, K. (1990): Wirkung der großflächigen Landbewirtschaftung in der DDR auf Flora, Fauna und Boden. Berlin.

SZPAKOWSKA, B. & KARLIK, B. (1996): Environmental Aspects of Dissolved Organic Matter Appearance in Waters of Agricultural Areas. In: Ryszkowski, L., Pearson, G., Balazy (Hrsg.): Landscape Diversity: A Chance for the Rural Community to Achieve a Sustainable Future. Poznan. S.112-117.

SZPAKOWSKA, B., ZYCYNSKA-BALONIAK, I., WAACK, A. (1996): Appearance of Mineral Elements in Groundwater of Agricultural Landscape. In: Ryszkowski, L., Pearson, G., Balazy (Hrsg.): Landscape Diversity: A Chance for the Rural Community to Achieve a Sustainable Future. Poznan. S.118-127.

TRESS, B. (2000): Landwirt schafft Landschaft: Umstellungspotential und landschaftliche Konsequenzen der ökologischen Landwirtschaft in Dänemark. Dissertation. Universität Roskilde, Institut für Geographie und Internationale Entwicklungsstudien, Dänemark. Forschungsrapport Nr. 121.

WAGENBRETH, O. & STEINER, W. (1982): Geologische Streifzüge - Landschaft und Erdgeschichte zwischen Kap Arkona und Fichtelberg. Leipzig.

WALZ, U. (1999): Erfassung und Bewertung der Landnutzungsstruktur. In: Walz, U. (Hrsg.): Erfassung und Bewertung der Landschaftsstruktur. Schriftenreihe des Institutes für ökologische Raumentwicklung, Bd. 29. Dresden. S. 1-8.

WIENS, J. A. (1992): Ecological Flows Across Landscape Boundaries: A Conceptual Overview. In: Hansen, A. J., Di Castri, F. (Hrsg.): Landscape Boundaries. Consequences for Biotic Diversity and Ecological Flows. New York. S. 217-235.

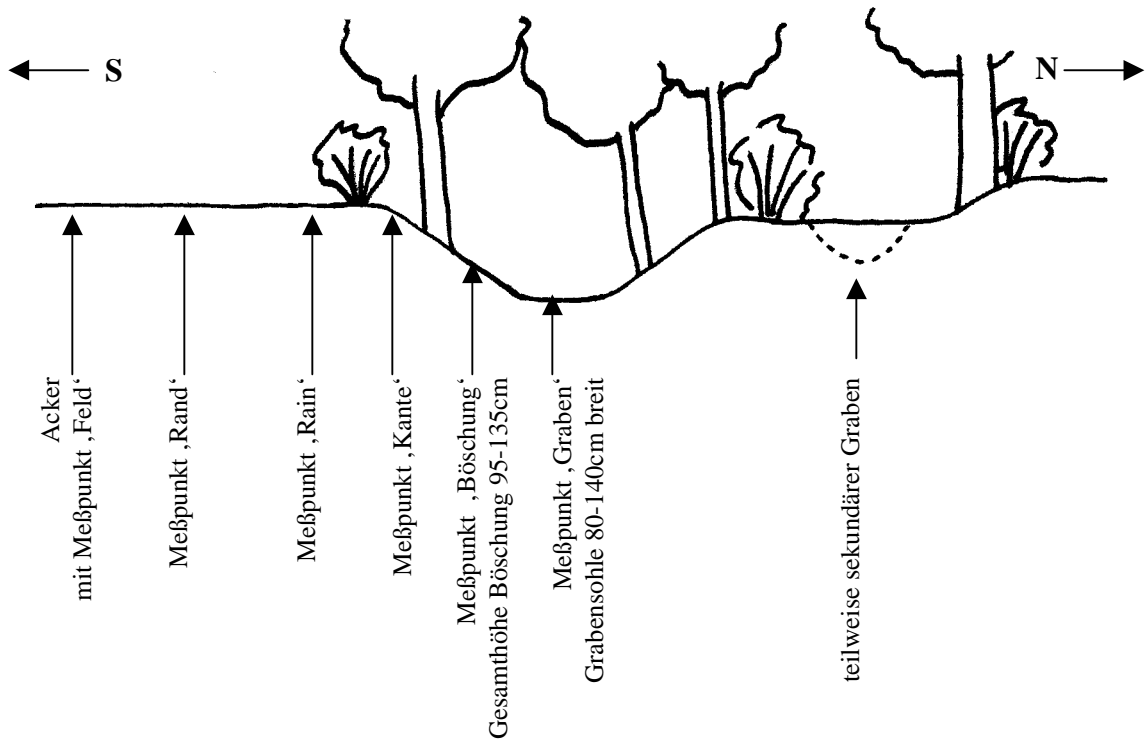
WIENS, J. A. (1997): The Emerging Role of Patchiness in Conservation Biology. In: Pickett, S. et al. (Hrsg.): The Ecological Basis of Conservation. Heterogeneity, Ecosystems and Biodiversity. New York. S. 93-106.

ZYCZYNSKA-BALONIAK, I., KARLIK, B., RYSZKOWSKI, L. (1996): Role of Dissolved Organic Compounds for Matter Migration in the Agricultural Landscape. In: Ryzkowski, L., French, N. R., Kedziora, A. (Hrsg.): Dynamics of an Agricultural Landscape, Poznan. S. 120-128.

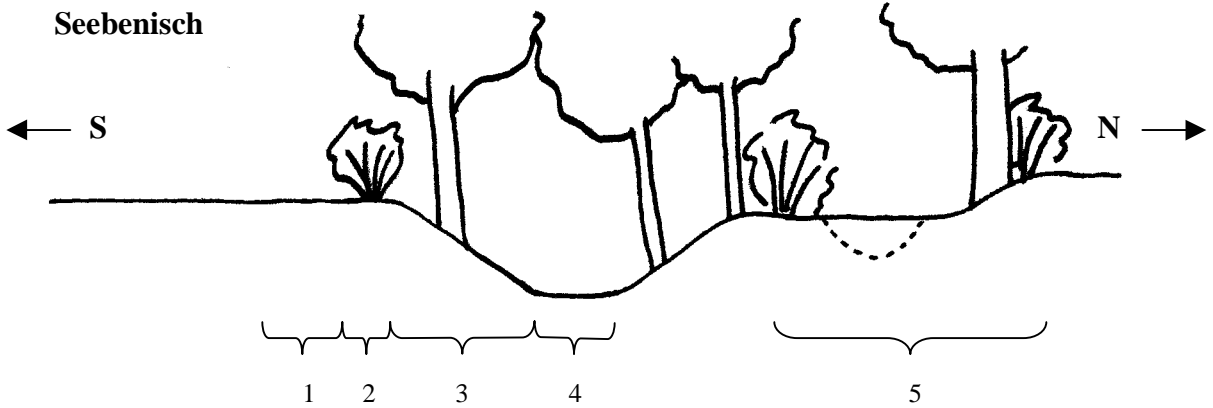
ZYCZYNSKA-BALONIAK, I., SZPAKOWSKA, B., RYSZKOWSKI, L. (1996): Effect of Biogeochemical Barriers on Migration of Dissolved Organic Compounds in Agricultural Landscape. In: Ryzkowski, L., French, N. R., Kedziora, A. (Hrsg.): Dynamics of an Agricultural Landscape, Poznan. S.129-137.

### **Weiterführende Literatur**

FRIESE, K., WITTER, B., MIEHLICH, G., RODE, M. (Hrsg.) (2000): Stoffhaushalt von Auenökosystemen: Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertung. Berlin Heidelberg.

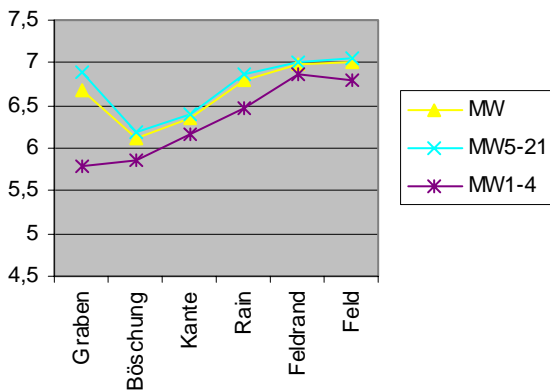


Übersichtsabbildung 1 A: Untersuchungsbereich Seebenisch, Schematischer Profilverlauf 1:100 (eigene Darstellung)

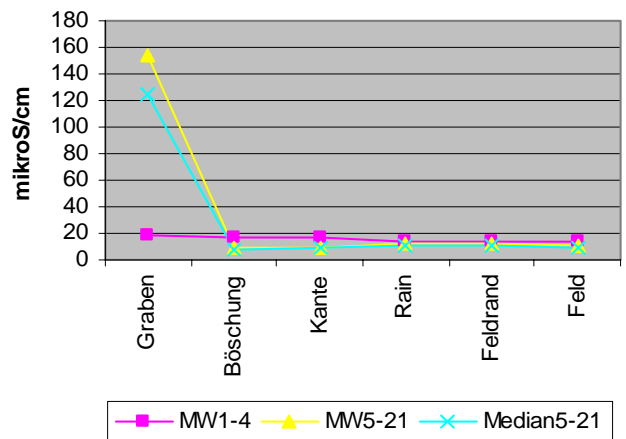


Bereich	Vorgefundene Vegetationseinheiten
1	<i>Agropyretum repentis</i> (Quecken Pionierrasen) <i>Urtico dioicae-Aegopodietum podagrariae</i> (Brennessel-Giersch-Saum)
2	<i>Agropyretum repentis</i> (Quecken Pionierrasen) <i>Urtico dioicae-Aegopodietum podagrariae</i> (Brennessel-Giersch-Saum) <i>Pruno-Sambucetum nigrae</i> (Schlehen-Holundergebüsch) <i>Ligustro-Prunetum spinosae</i> (Liguster-Schlehen-Gebüsch)
3	<i>Ligustro-Prunetum spinosae</i> (Liguster-Schlehen-Gebüsch) <i>Alliario petiolatae-Chaerophylletum temuli</i> (Taumelkälberkropf-Saum)
4	<i>Ligustro-Prunetum spinosae</i> (Liguster-Schlehen-Gebüsch)
5	<i>Ligustro-Prunetum spinosae</i> (Liguster-Schlehen-Gebüsch) <i>Aegopodio-Sambucetum nigrae</i> (Gebüsch des Schwarzen Holunder)

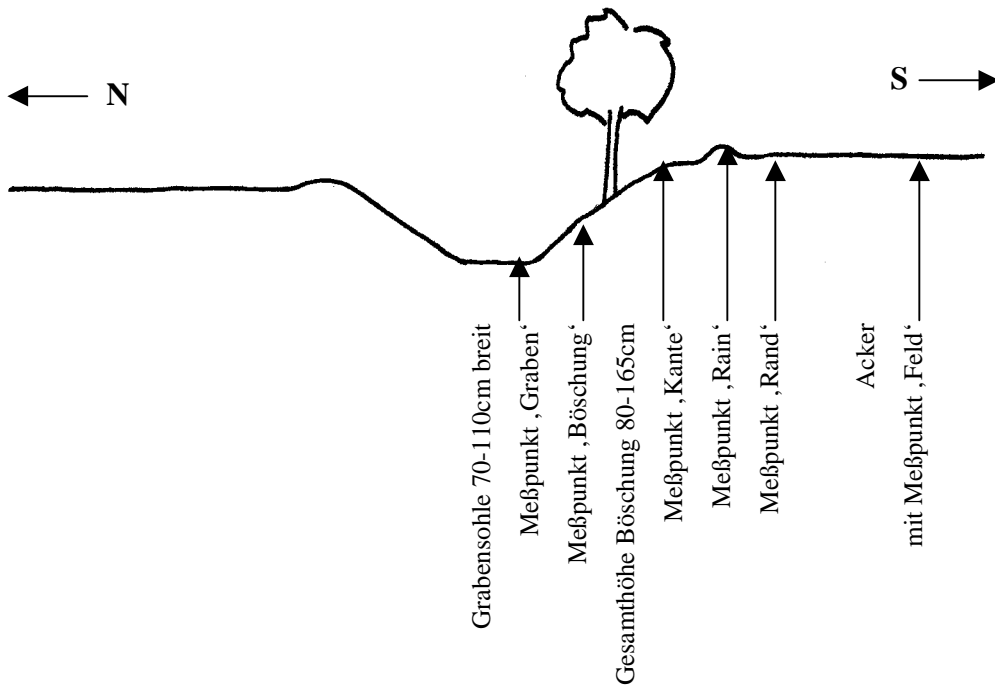
**pH-Wert-Vergleich**



**Leitfähigkeitsverlauf**

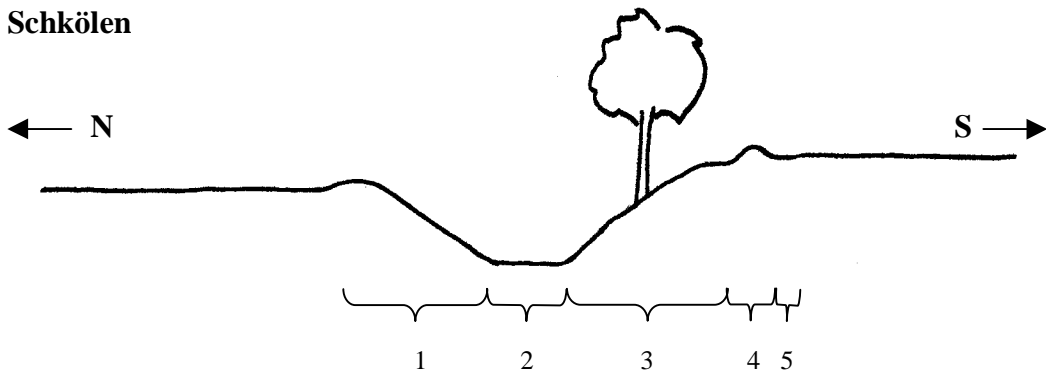


Übersichtsabbildung 1 B: Bereich Seebenisch, Vegetationseinheiten und Meßwertvergleiche



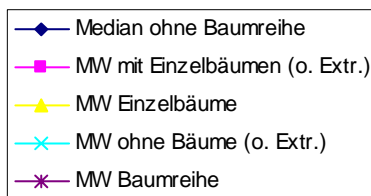
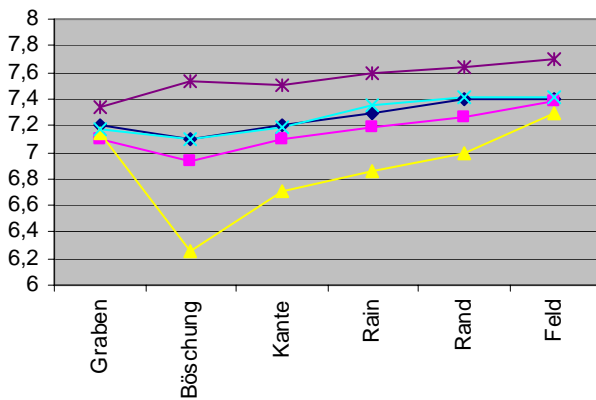
Übersichtsabbildung 2 A: Untersuchungsbereich Schkölen, Schematischer Profilverlauf 1:100 (eigene Darstellung)

## Schkölen

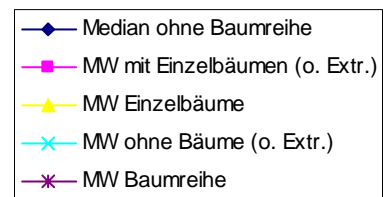
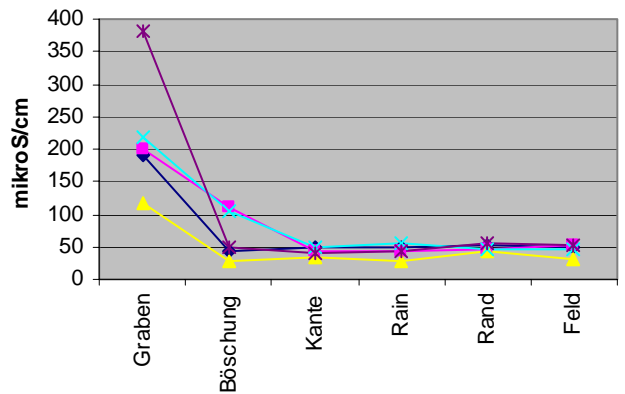


Bereich	Vorgefundene Vegetationseinheiten
1	<i>Dauco carotae-Arrhenatheretum elatioris</i> (Glatthafer-Wiese)
2	<i>Rumici crispici-Agrophyretum repentis</i> (Ampfer-Quecken-Gesellschaft) <i>Phalaridetum arundinaceae</i> (Rohrglanzgras-Röhricht) <i>Urtico dioicae-Aegopodietum podagrariae</i> (Brennessel-Giersch-Saum)
3	<i>Dauco carotae-Arrhenatheretum elatioris</i> (Glatthafer-Wiese) <i>Fraxinus exelsior</i> (Eschen, Einzelbäume bzw. angepflanzte Baumreihe)
4	<i>Agropyretum repentis</i> (Quecken Pionierasen) <i>Tanaceto vulgaris-Arrhenatheretum elatioris</i> (Rainfarn-Glatthafer-Wiese)
5	<i>Stellario-Aperetum spica-venti</i> (Vogelmieren-Windhalm-Gesellschaft)

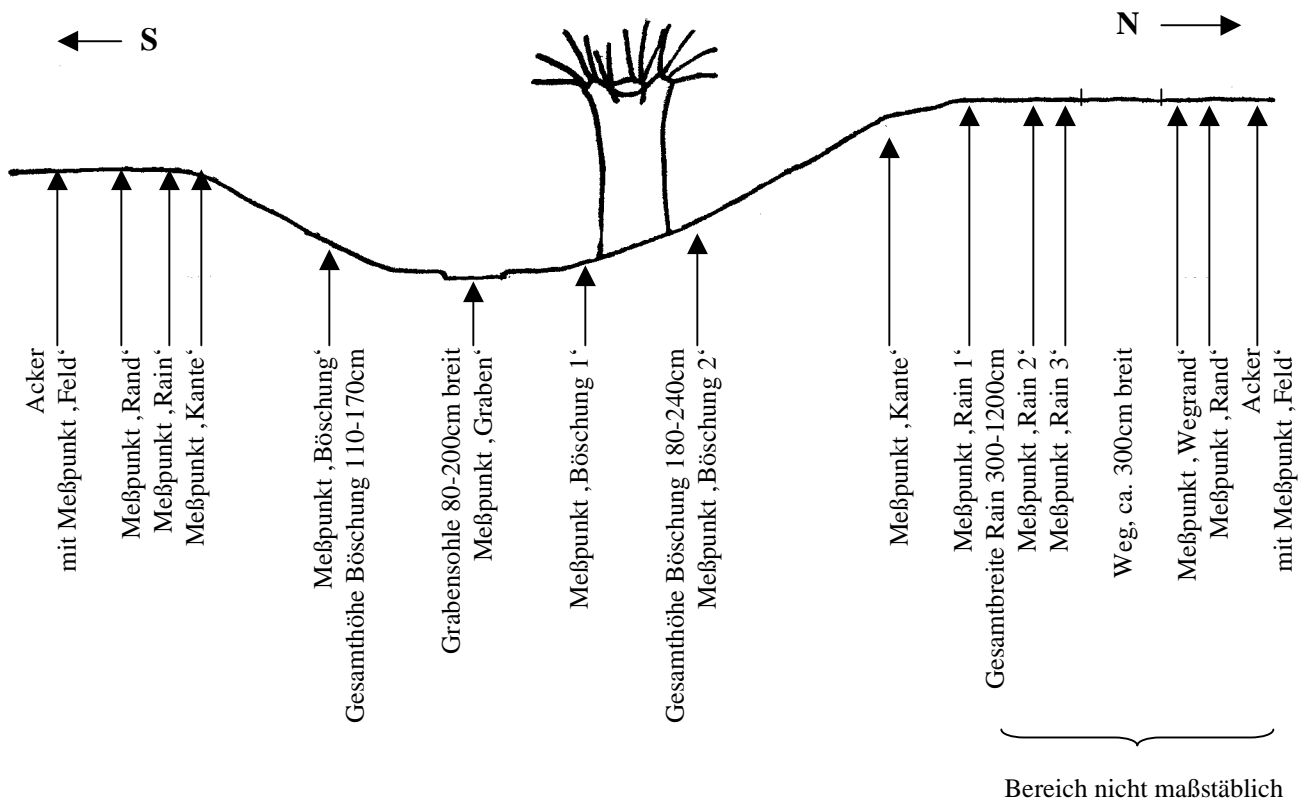
### pH-Wert-Vergleich



### Leitfähigkeitsverlauf

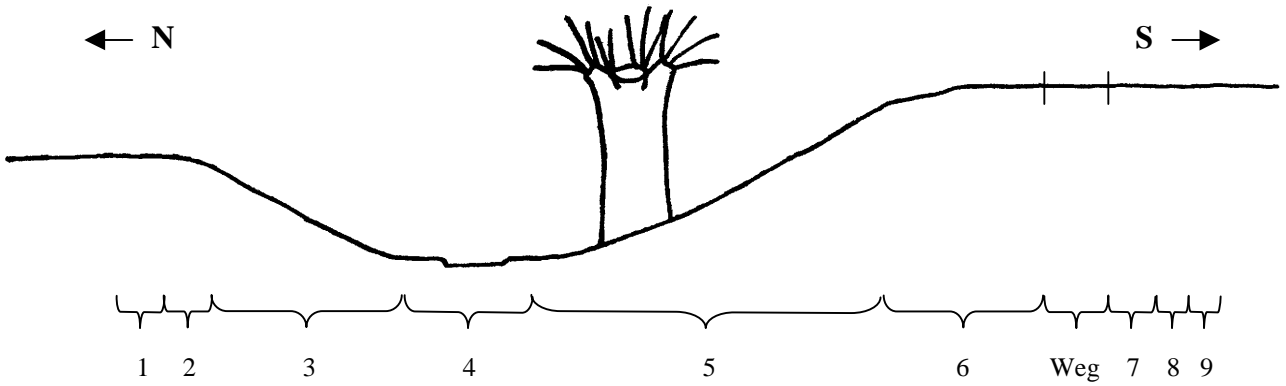


Übersichtsabbildung 2 B: Bereich Schkölen, Vegetationseinheiten und Meßwertvergleiche



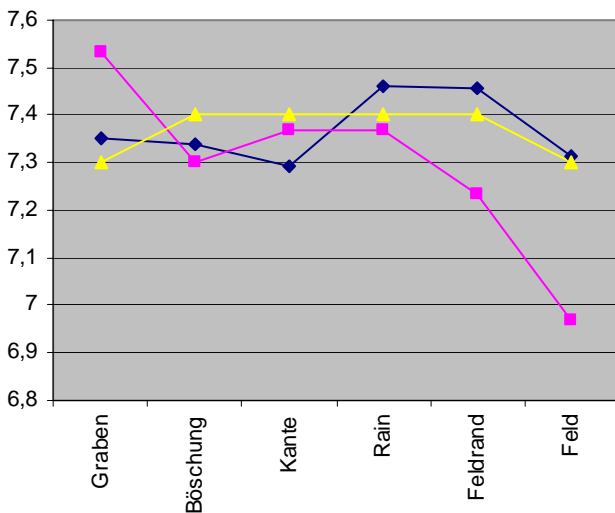
Übersichtsabbildung 3 A: Untersuchungsbereich Thronitz, Schematischer Profilverlauf Maßstab 1:100 (eigene Darstellung)

# Thronitz



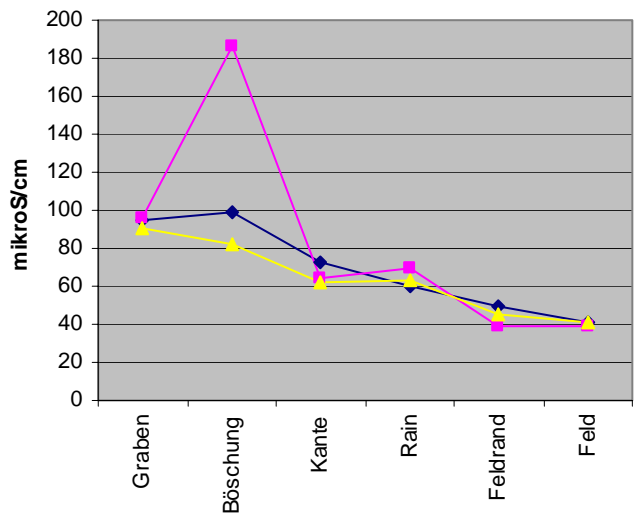
Bereich	Vorgefundene Vegetationseinheiten
1	<i>Tanaceto vulgaris-Arrhenatheretum elatioris</i> (Rainfarn-Glatthafer-Wiese) <i>Agropyretum repentis</i> (Quecken Pionierrasen)
2	<i>Urtico dioicae-Aegopodietum podagrariae</i> (Brennessel-Giersch-Saum) <i>Dauco carotae-Arrhenatheretum elatioris</i> (Glatthafer-Wiese)
3	<i>Dauco carotae-Arrhenatheretum elatioris</i> (Glatthafer-Wiese)
4	<i>Rumici crispi-Agropyretum repentis</i> (Ampfer-Quecken-Gesellschaft)
5	<i>Dauco carotae-Arrhenatheretum elatioris</i> (Glatthafer-Wiese) <i>Salicetum albae</i> (Silberweiden-Gehölz) <i>Aegopodio-Sambucetum nigrae</i> (Gebüsch des Schwarzen Holunder)
6	<i>Tanaceto vulgaris-Arrhenatheretum elatioris</i> (Rainfarn-Glatthafer-Wiese) <i>Urtico dioicae-Aegopodietum podagrariae</i> (Brennessel-Giersch-Saum)
7	<i>Lolietum perennis</i> (Weidelgras-Breitwegerich-Trittrasen)
8	<i>Agropyretum repentis</i> (Quecken Pionierrasen)
9	<i>Stellario-Aperetum spica-venti</i> (Vogelmieren-Windhalm-Gesellschaft)

**pH-Vergleich Feldseitig**



Legend: MW (blue diamond), Birkenreihe (magenta square), Median gesamt (yellow triangle)

**Leitfähigkeitsverlauf Feldseitig**

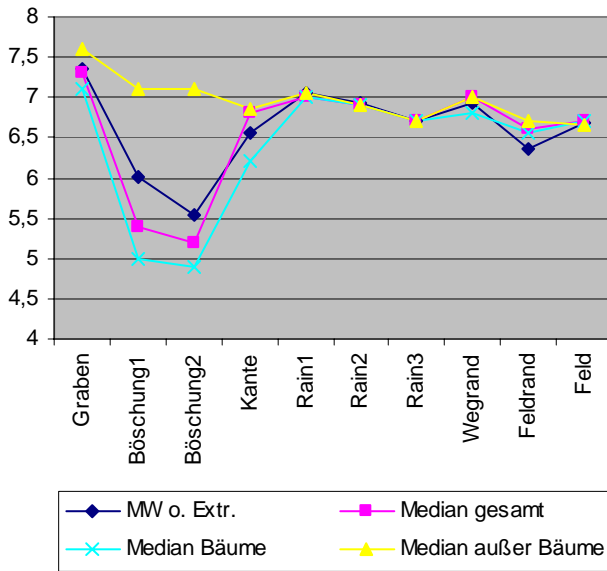


Legend: MW o. Extr. (blue diamond), Birkenreihe (magenta square), Median gesamt (yellow triangle)

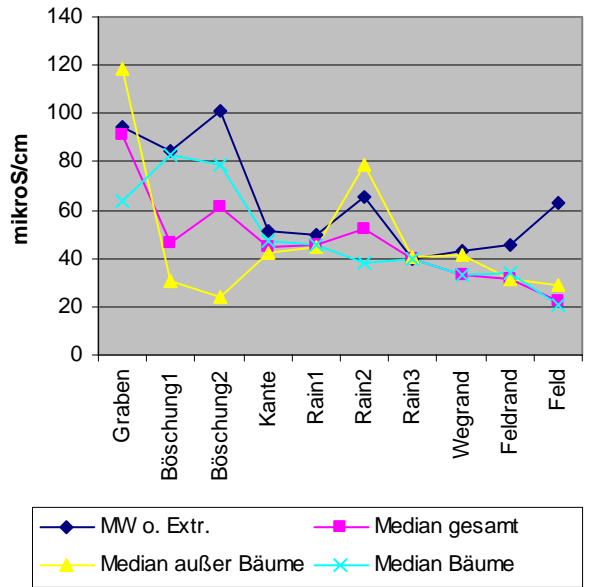
Übersichtsabbildung 3 B: Bereich Thronitz, Vegetationseinheiten und Meßwertevergleich Feldseitig (Richtung Norden)



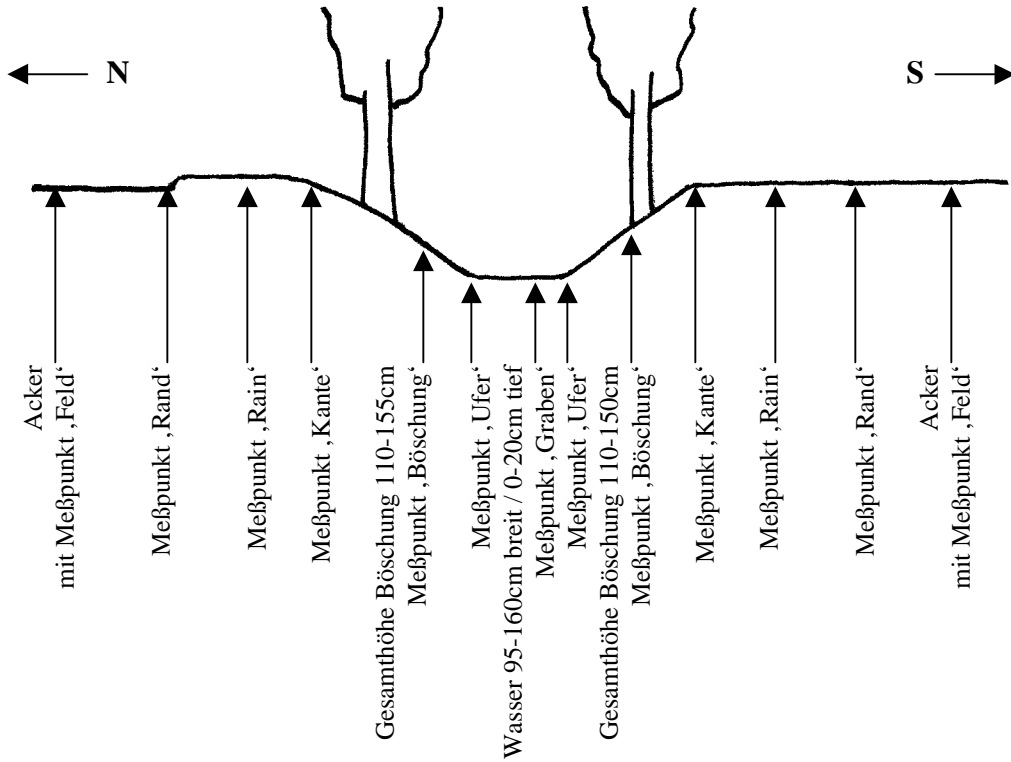
**pH-Vergleich Wegseitig**



**Thronitz Leitfähigkeit Wegseitig**

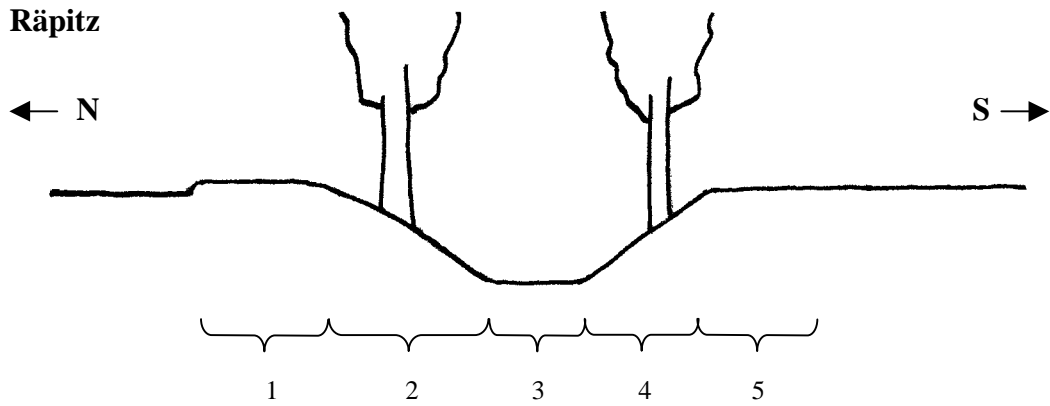


**Übersichtsabbildung 3 C: Bereich Thronitz, Meßwertvergleich Wegseitig (Richtung Süden)**



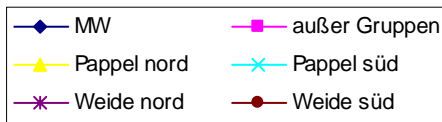
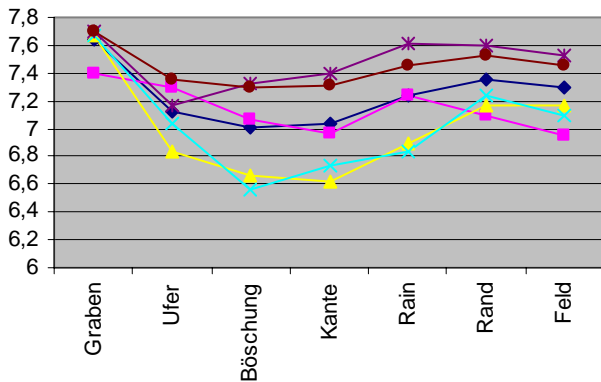
Übersichtsabbildung 4 A: Untersuchungsbereich Räpitz, Schematischer Profilverlauf 1:100 (eigene Darstellung)

# Räpitz

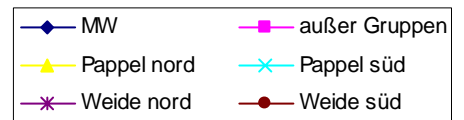
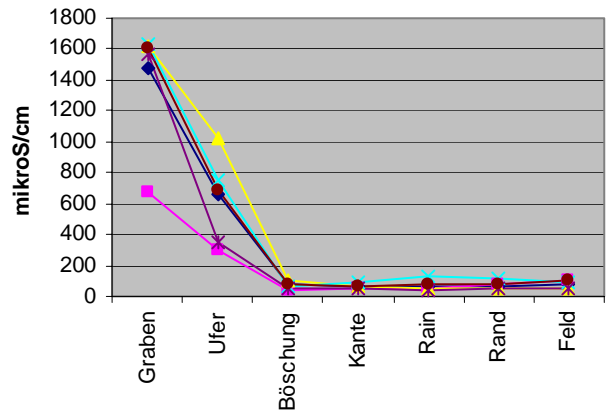


Bereich	Vorgefundene Vegetationseinheiten
1	<i>Dauco carotae-Arrhenatheretum elatioris</i> (Glatthafer-Wiese)
2	<i>Salicetum albae</i> (Silberweiden-Gehölz) <i>Dauco carotae-Arrhenatheretum elatioris</i> (Glatthafer-Wiese) <i>Urtico dioicae-Aegopodietum podagrariae</i> (Brennessel-Giersch-Saum)
3	<i>Rumici crispi-Agropyretum repentis</i> (Ampfer-Quecken-Gesellschaft) <i>Phalaridetum arundinaceae</i> (Rohrglanzgras-Röhricht) <i>Sparganietum erecti</i> (Igelkolben-Röhricht)
4	<i>Salicetum albae</i> (Silberweiden-Gehölz) <i>Dauco carotae-Arrhenatheretum elatioris</i> (Glatthafer-Wiese) <i>Urtico dioicae-Aegopodietum podagrariae</i> (Brennessel-Giersch-Saum)
5	<i>Dauco carotae-Arrhenatheretum elatioris</i> (Glatthafer-Wiese) <i>Tanaceto vulgaris-Arrhenatheretum elatioris</i> (Rainfarn-Glatthafer-Wiese)

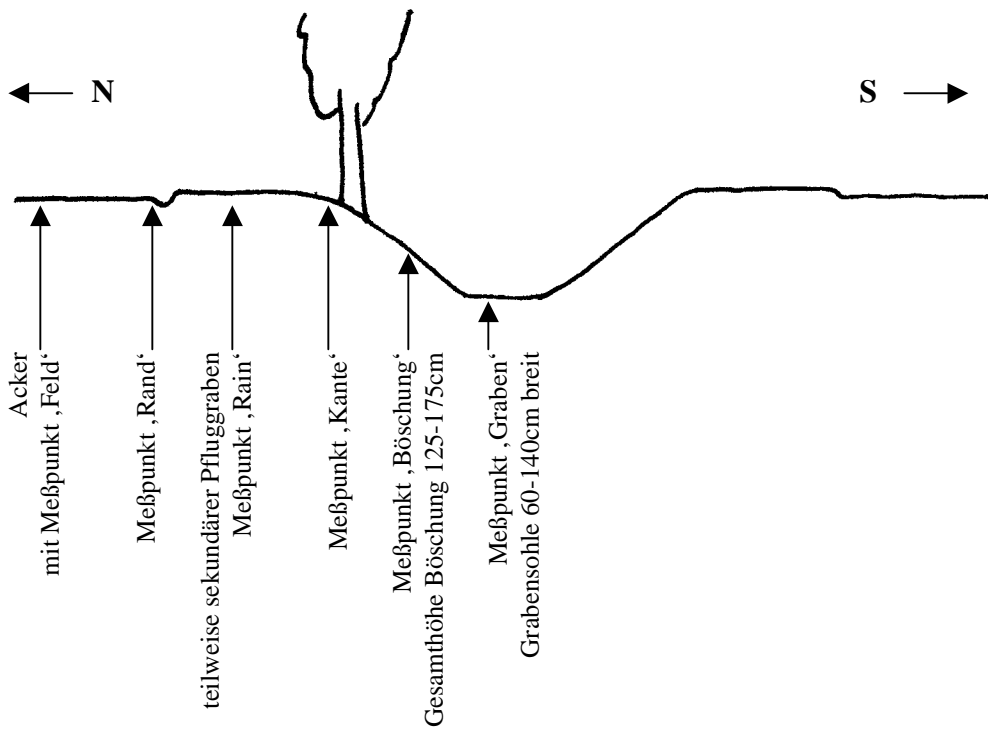
## pH-Wert-Vergleich



## Leitfähigkeitsverlauf

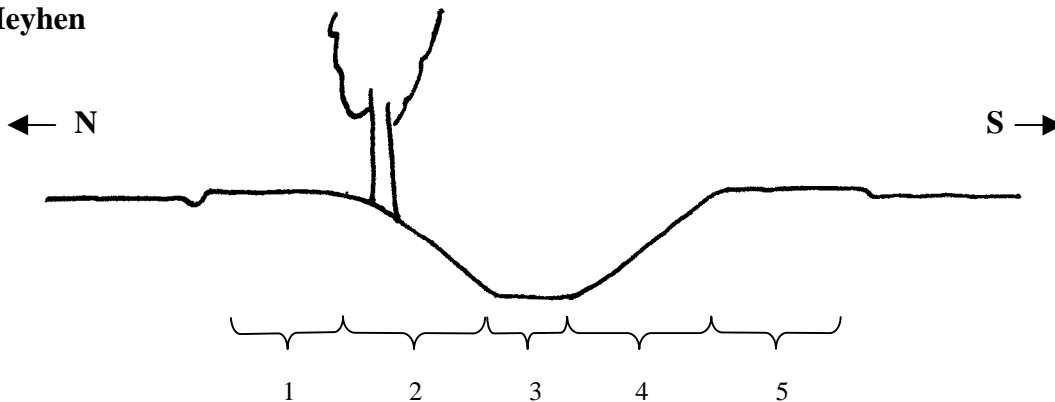


Übersichtsabbildung 4 B: Bereich Räpitz, Vegetationseinheiten und Meßwertvergleiche



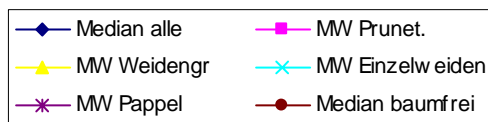
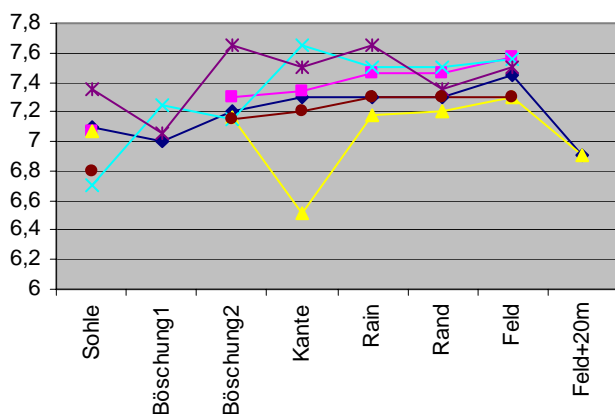
Übersichtsabbildung 5 A: Untersuchungsbereich Meyhen, Schematischer Profilverlauf 1:100 (eigene Darstellung)

# Meyhen

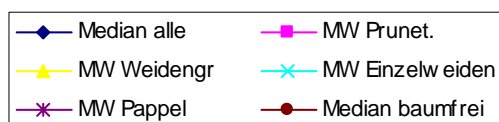
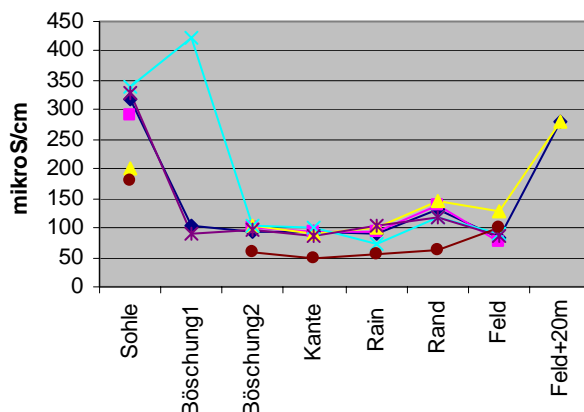


Bereich	Vorgefundene Vegetationseinheiten
1	<i>Dauco carotae-Arrhenatheretum elatioris</i> (Glatthafer-Wiese) <i>Urtico dioicae-Aegopodietum podagrariae</i> (Brennessel-Giersch-Saum)
2	<i>Dauco carotae-Arrhenatheretum elatioris</i> (Glatthafer-Wiese) <i>Salicetum albae</i> (Silberweiden-Gehölz) <i>Pruno-Sambucetum nigrae</i> (Schlehen-Holundergebüsch)
3	<i>Rumici crispi-Agropyretum repentis</i> (Ampfer-Quecken-Gesellschaft) <i>Phalaridetum arundinaceae</i> (Rohrglanzgras-Röhricht) <i>Phragmitetum australis</i> (Schilf-Röhricht) <i>Carex spec.</i> -Bestände
4	<i>Dauco carotae-Arrhenatheretum elatioris</i> (Glatthafer-Wiese) <i>Salicetum albae</i> (Silberweiden-Gehölz)
5	<i>Dauco carotae-Arrhenatheretum elatioris</i> (Glatthafer-Wiese)

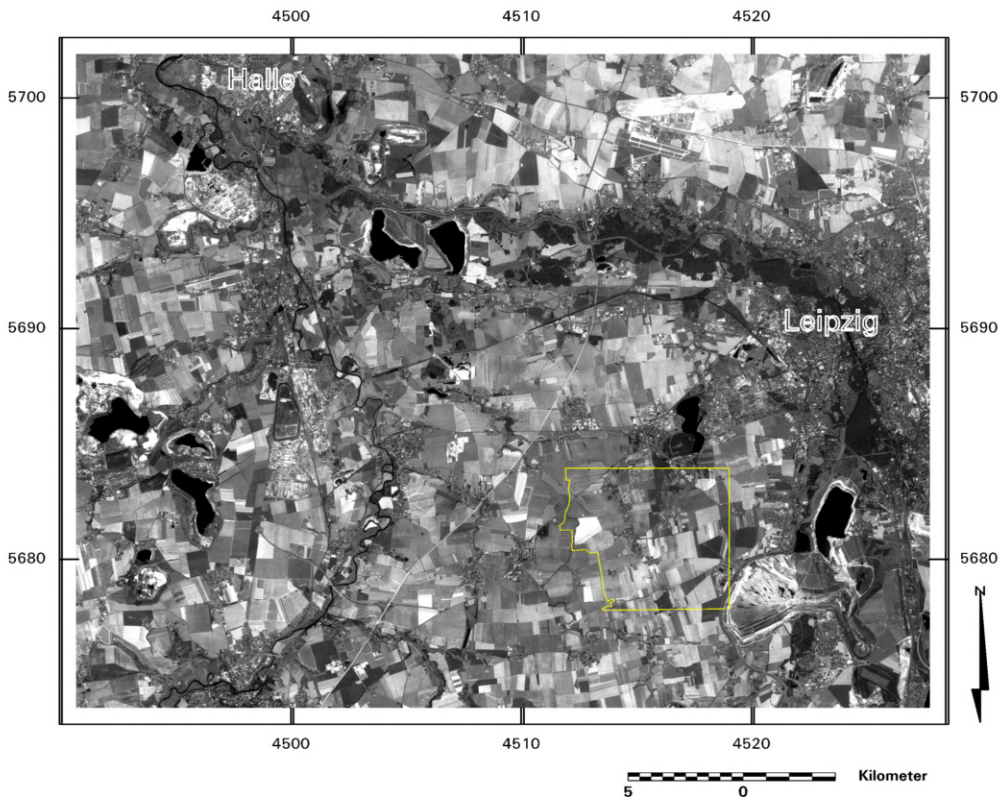
## pH-Wert-Vergleich



## Leitfähigkeitsvergleich



Übersichtsabbildung 5 B: Bereich Meyhen, Vegetationseinheiten und Meßwertvergleiche



## Karte 1

### Lage des Untersuchungsgebietes im Raum Leipzig-Halle

Datengrundlage:  
Satellitenbild IRS-PAN 08.08.1998



UFZ - Umweltforschungszentrum  
Leipzig-Halle GmbH  
Bildverarbeitung und Kartographie:  
Frank Eichhorn, Universität Leipzig



4512

4514

4516

4518



1000 0 1000 Meter

## Karte 2

Lage der untersuchten Bereiche  
im Untersuchungsgebiet

Datengrundlage:  
Luftbild aus der Überfliegung vom 25. 06.1994



UFZ - Umweltforschungszentrum  
Leipzig-Halle GmbH  
Bildverarbeitung und Kartographie:  
Frank Eichhorn, Universität Leipzig

— Grenzen der Bereiche  
und des Untersuchungsgebietes

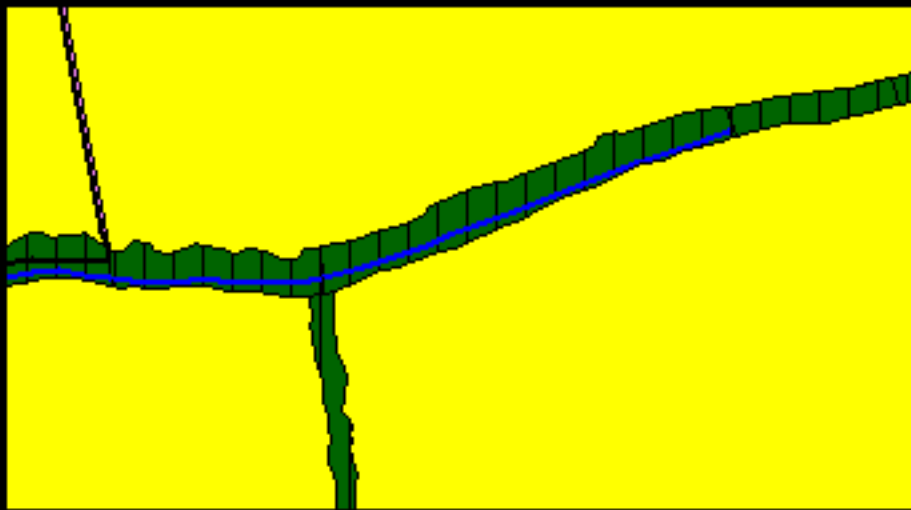
— Meßstrecken und  
Transekte

### Karte 3

## Vegetationseinheiten im Untersuchungsgebiet

Maßstab 1:5000

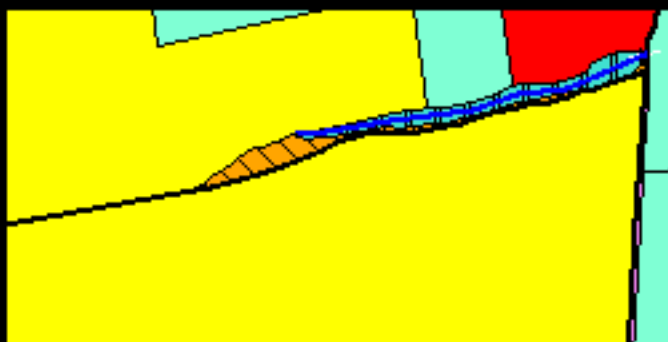
Datenquelle:  
Biotoptypenkartierung Sachsen 1994,  
Landesamt für Umwelt und Geologie,  
Radebeul



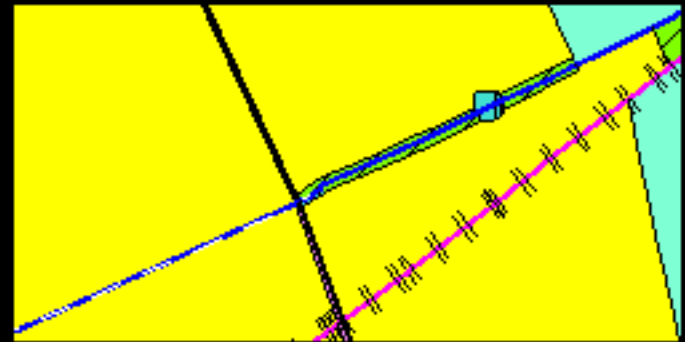
Bereich Seebenisch



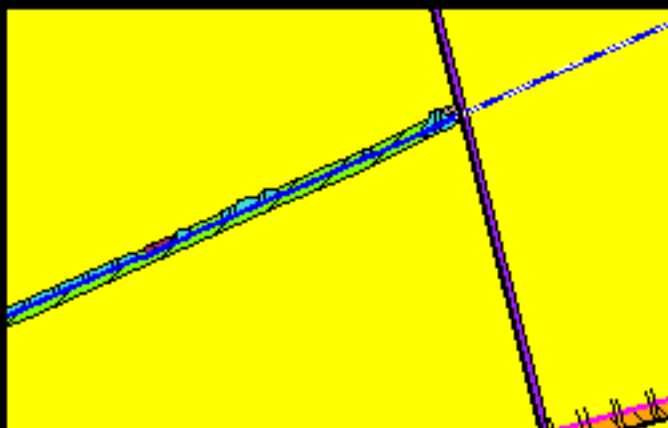
Bereich Schkölen



Bereich Thronitz



Bereich Räpitz



Bereich Meyhen

- |                                                                                       |                                      |
|---------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------|
|  | Straßen, Wege                        |
|  | Gewässer verrohrt                    |
|  | Gleisanlage                          |
|  | Salicetum albae                      |
|  | Legopodium-Sambucetum nigrae         |
|  | Pruno-Sambucetum n. grisea           |
|  | Ligustro-Prunetum spinosae           |
|  | Obstauwrehe                          |
|  | Grüne- und Fruchtbächen in Bewaldung |
|  | Grün- und Ackerland                  |
|  | Angepflanzte Baumreihe               |
|  | Bebauung                             |
|  | Archenanthretum elatioris            |
|  | Tenacetum-Archenanthretum elatioris  |
|  | Gewässer                             |



UFZ - Umweltforschungszentrum  
Leipzig-Halle  
Inhaltliche und kartografische Bearbeitung:  
Frank Eichhorn, Universität Leipzig

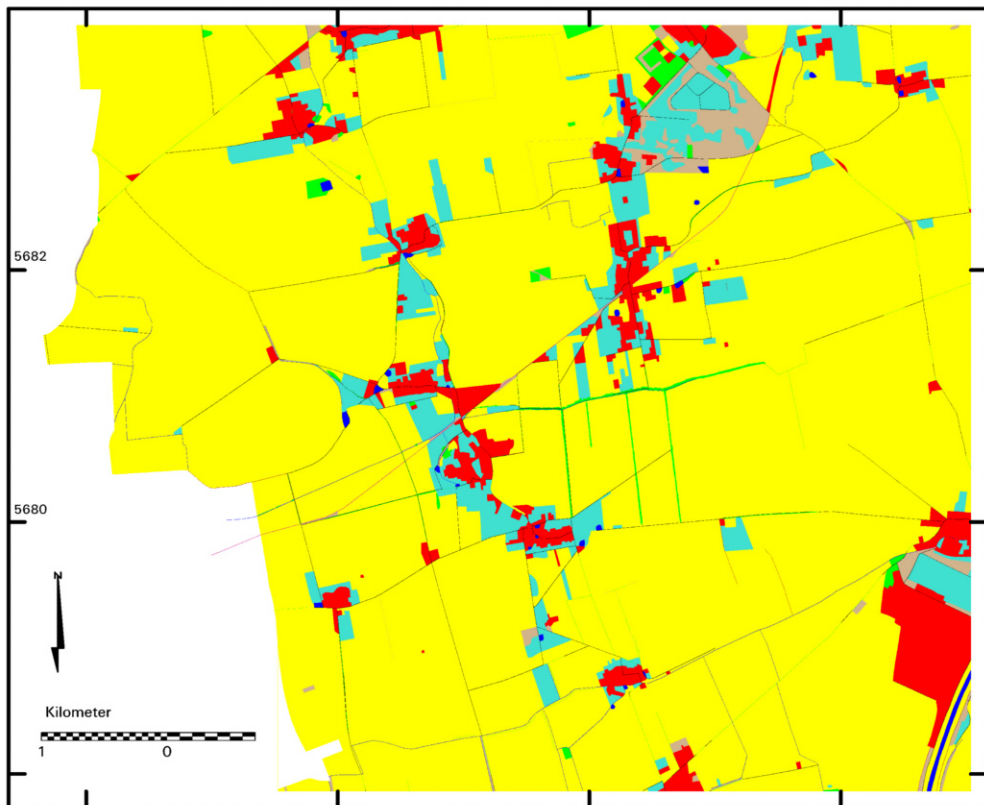


4512

4514

4516

4518



#### Klassen

- Ruderalflächen
- Laubgehölze
- Grün- und Ackerland
- Grün- und Freifläche in Bebauung
- Gewässer
- Bebauung
- Straßen
- Gleisanlagen
- Hecken

## Karte 4

### Landnutzungsklassen im Untersuchungsgebiet Feinkartierung

Datengrundlage:  
Biotoptypenkartierung Sachsen 1994,  
Landesamt für Umwelt und Geologie,  
Radebeul

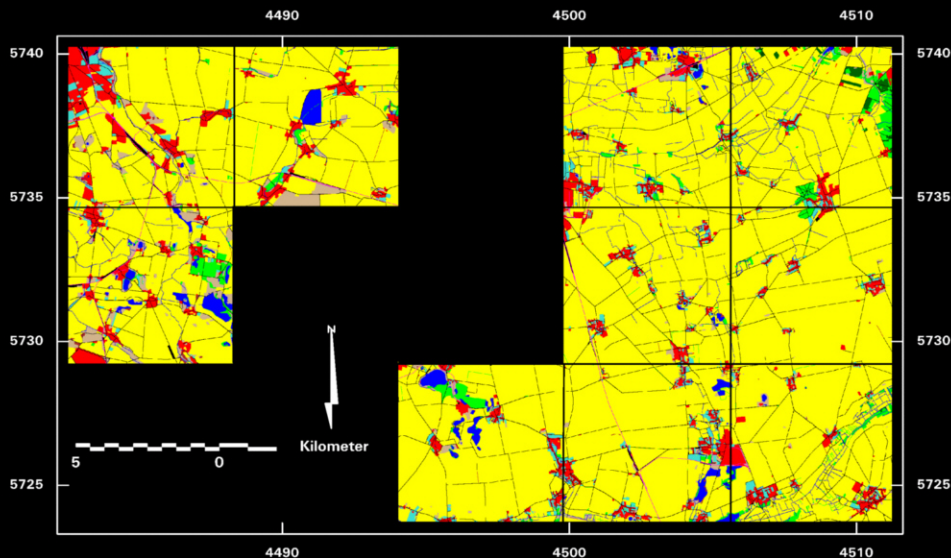
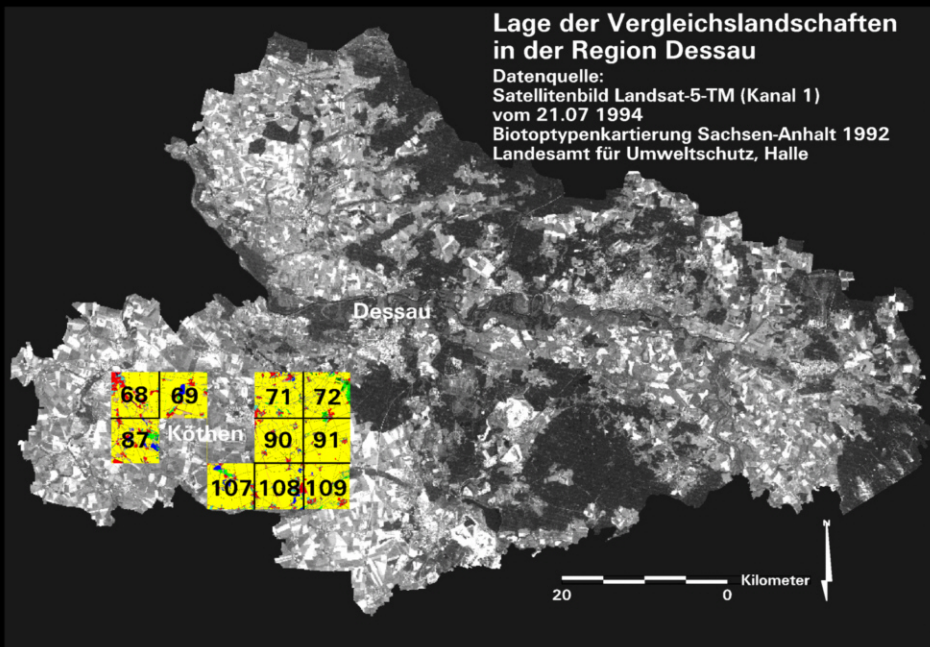


UFZ - Umweltforschungszentrum  
Leipzig-Halle GmbH  
Bildverarbeitung und Kartographie:  
Frank Eichhorn, Universität Leipzig

# Karte 5: Vergleichslandschaften

## Lage der Vergleichslandschaften in der Region Dessau

Datenquelle:  
Satellitenbild Landsat-5-TM (Kanal 1)  
vom 21.07.1994  
Biotoptypenkartierung Sachsen-Anhalt 1992  
Landesamt für Umweltschutz, Halle



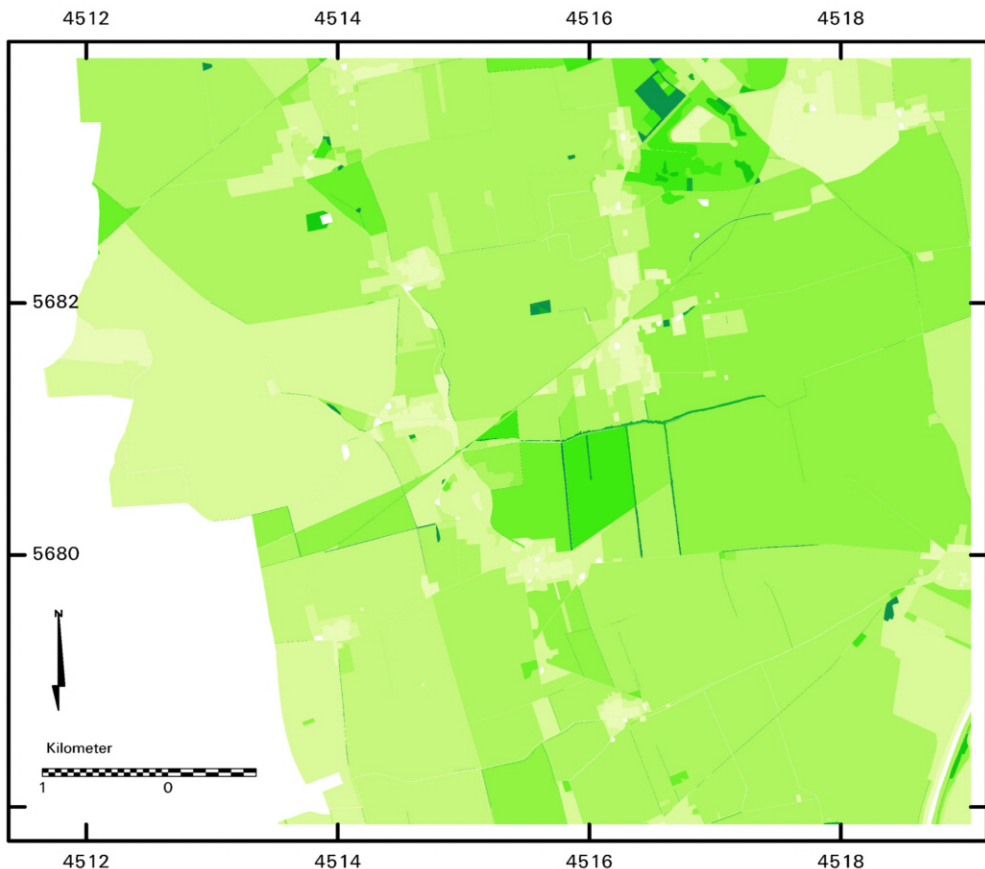
## Landnutzungsklassen in den Vergleichslandschaften

Datengrundlage:  
Biotoptypenkartierung Sachsen-Anhalt 1992,  
Landesamt für Umweltschutz, Halle

- |                                   |                  |
|-----------------------------------|------------------|
| Ruderalflächen                    | Gewässer         |
| Laubgehölze                       | Bebauung         |
| Nadelgehölze                      | Straßen und Wege |
| Grün- und Ackerland               | Gleisanlagen     |
| Grün- und Freiflächen in Bebauung | Hecken           |



UFZ - Umweltforschungszentrum  
Leipzig-Halle GmbH  
Bildverarbeitung und Kartographie:  
Frank Eichhorn, Universität Leipzig



### Kantenkontrast



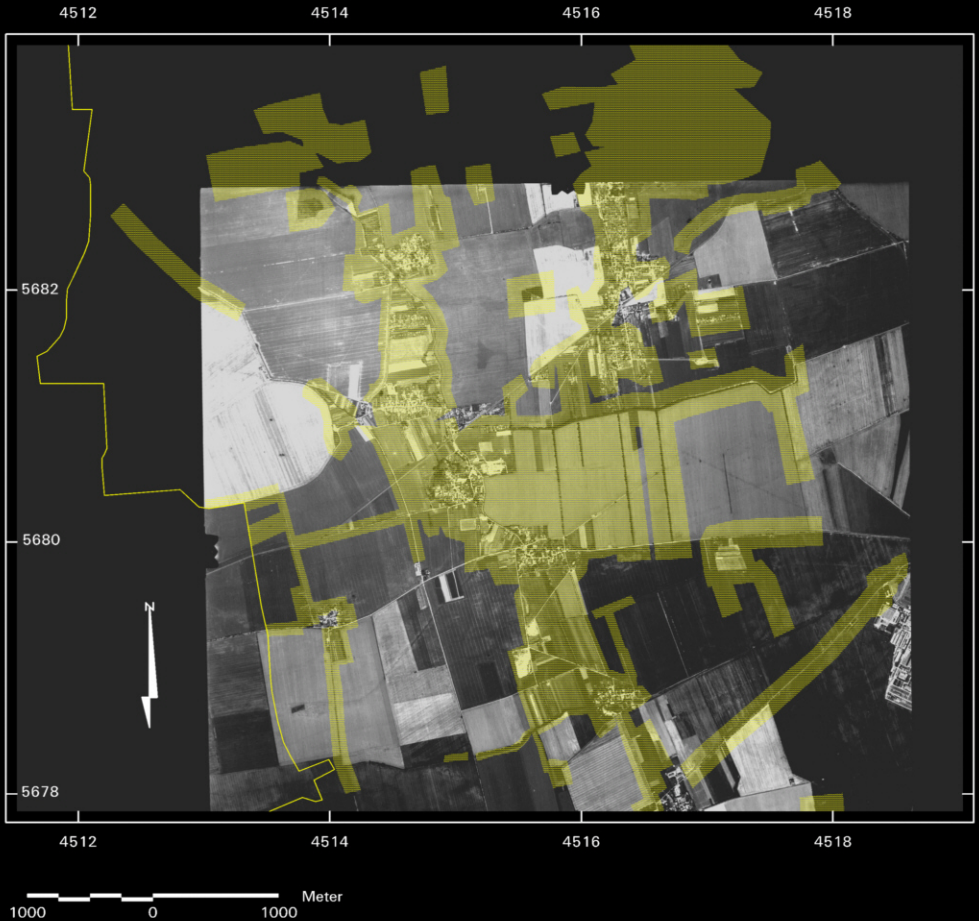
### Karte 6

Darstellung des Kantenkontrasts auf Patchebene  
Feinkartierung

**Datengrundlage:**  
**Biotoptypenkartierung Sachsen 1994,**  
**Landesamt für Umwelt und Geologie,**  
**Radebeul**





**UFZ - Umweltforschungszentrum**  
**Leipzig-Halle GmbH**  
**Bildbearbeitung und Kartographie:**  
**Frank Eichhorn, Universität Leipzig**



## Karte 7

### Geschätzte Wirkungstiefen von Feldgehölzen und anderer retentionswirksamer Strukturen

Datengrundlage:  
 Biooptypenkartierung Sachsen 1993,  
 Landesamt für Umwelt und Geologie, Radebeul  
 Luftbild aus der Überfliegung vom 25. 06.1994

-  Grenze des Untersuchungsgebietes
-  Flächen im Wirkungsbereich  
retentionswirksamer Landschaftselemente



UFZ - Umweltforschungszentrum  
 Leipzig-Halle GmbH  
 Bildverarbeitung und Kartographie:  
 Frank Eichhorn, Universität Leipzig