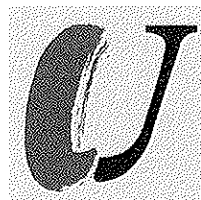


Studien und Tagungsberichte
Band 10

Ausweisung von Gewässerrandstreifen



LANDESUMWELTAMT
BRANDENBURG



Impressum

Studien und Tagungsberichte
Schriftenreihe des Landesumweltamtes Brandenburg
ISSN: 0948-0838

Herausgeber:
Landesumweltamt Brandenburg (LUA)
Referat Öffentlichkeitsarbeit
Berliner Straße 21 - 25
14467 Potsdam
Tel. (0331) 2323-259

Band 10 „Ausweisung von Gewässerrandstreifen“

August 1996

Bearbeitung i. A. des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg:

- Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin
- Gesellschaft für wasserwirtschaftliche Planung und Systemforschung Berlin
- Institut für Bodenforschung des Zentrums für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung e.V. Müncheberg

Fachliche Begleitung:

- LUA, Abteilung Gewässerschutz und Wasserwirtschaft

Gesamtherstellung: Märker · Werder (Havel)

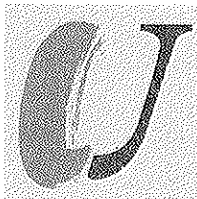
Gedruckt auf 100% Recyclingpapier

Diese Druckschrift wird im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit der Landesregierung Brandenburg herausgegeben. Sie darf weder von Parteien noch von Wahlwerbern zum Zwecke der Wahlwerbung verwendet werden. Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zwecke der Wahlwerbung.
Schutzgebühr 15 DM

Studien und Tagungsberichte
Band 10

Ausweisung von Gewässerrandstreifen

Studie zur Erarbeitung von Grundlagen für die
Ausweisung von Gewässerrandstreifen



LANDESUMWELTAMT
BRANDENBURG



Inhalt

Einleitung	5
1. Grenzen und Möglichkeiten für den Rückhalt von Schadstoffen durch Gewässerrandstreifen	5
2. Bisheriger Kenntnisstand zur Funktion und Bedeutung der Gewässerrandstreifen	9
2.1. Funktion und Bedeutung der Gewässerrandstreifen	10
2.1.1 Bedeutung der Gewässerrandstreifen für das angrenzende Fließgewässer-Ökosystem	10
2.1.1.1 Distanzfunktion	10
2.1.1.2 Windschutzwirkung	11
2.1.1.3 Uferschutz	12
2.1.1.4 Beschattung	12
2.1.1.5 Habitatfunktion	13
2.1.1.6 Einfluß auf die Strömungsdynamik und Selbstreinigung	13
2.1.1.7 Sedimentretention	14
2.1.1.8 Nährstoffretention	15
2.1.2 Bedeutung der Gewässerrandstreifen für das angrenzende Agrar-Ökosystem	16
2.1.2.1 Biotop-Funktion für Flora und Fauna	16
2.1.2.2 Unterstützung der Biotopvernetzung	16
2.1.2.3 Verringerung der Stoffverluste infolge Wind- und Wassererosion	17
2.1.2.4 Einfluß auf das Mikroklima und landschaftsästhetische Aspekte	17
2.1.3. Kritische Bewertung der von Gewässerrandstreifen ausgehenden Wirkungen für die Praxis	18
2.2 Ökonomische und juristische Aspekte bei der Anlage und Pflege der Gewässerrandstreifen	21
2.3 Aufbau und Pflege von Gewässerrandstreifen	22
2.3.1 Aufbau	22
2.3.1.1 Zonierung und Vegetationstypen	22
2.3.1.2 Ungelenkte Sukzession versus Initialpflanzungen	24
2.3.1.3 Breite	24
2.3.2 Pflege	27
2.3.2.1 Initialmaßnahmen	27
2.3.2.2 Mittel- und langfristiger Unterhaltungsbedarf	28
2.4 Gewässerrandstreifenprogramme in anderen Bundesländern	29
2.5 Zusammenfassung des bisherigen Kenntnisstandes	31
3. Die Modellgebiete	31
3.1 Dreescher Seegraben	34
3.2 Platkower Mühlenfließ	36
3.3 Neuenhagener Mühlenfließ	37
3.3.1 Gebietscharakterisierung	37
3.3.2 Hydrologische Verhältnisse	37
3.3.3 Meteorologische Verhältnisse	39
3.3.4 Bodenverhältnisse	39

4.	Standortanalyse	40
4.1	GIS-Filter für Schwerpunkte potentieller Stoffeinträge	40
4.1.1	Bestimmung der potentiellen Wassererosionsgefährdung	40
4.1.1.1	Übersichtsanalyse für das Land Brandenburg	40
4.1.1.2	Regionale Analyse in den Untersuchungsgebieten	41
4.1.1.3	Anpassung der Auswertelgorithmen	42
4.1.1.4	Module der GIS-Modellierung	42
4.1.2	Bestimmung der potentiellen Talwege	44
4.1.3	Regionale Analyse in den Untersuchungsgebieten	46
4.2	Kartierung und Bewertung aktueller Erosionsschäden, Landnutzungsform und Biotopbestand	46
4.2.1	Kartierung von Erosionsschäden	46
4.2.2	Kartierung der Landnutzungsformen im Gewässereinzugsgebiet	48
4.2.3	Kartierung des Vegetationsbestandes im Uferbereich aus Luftbildern	50
4.2.4	Vorgehensweise in den Modellgebieten	50
4.2.4.1	Platkower Mühlenfließ	50
4.2.4.2	Dreescher Seegraben	52
4.3	Interaktive Zustands- und Bedarfsanalyse	52
4.3.1	Der im Gelände aufzunehmende Fragebogen	53
4.3.2	Der von den Entscheidungsträgern zu diskutierende Zusatzfragebogen	53
5.	Rechnergestützte Datenhaltung, Auswertung und Darstellung	54
5.1	Vorgaben und Systemvoraussetzungen	54
5.1.1	Das Fragebogenprinzip	54
5.1.2	Flexibilität der Datenverarbeitung	54
5.2	Das Software Konzept	54
5.3	Einsatz eines Geographischen Informationssystems (GIS)	54
6.	Umsetzung der Analyseergebnisse	55
6.1	Struktur und Zonierung der Gewässerrandstreifen	55
6.2	In den Modulen einzusetzende Vegetation und Initialmaßnahmen	59
6.2.1	Anforderungen an die Vegetation der einzelnen Gestaltungsmodule	59
6.2.1.1	Modul 1 „Ungelenkte Sukzession“	59
6.2.1.2	Modul 2 „Böschungsrasen“, „Filterrasen“	60
6.2.1.3	Modul 3 „Gräser, Kräuter, Stauden“	60
6.2.1.4	Modul 4 „Sträucher über 1,5 m Höhe“	60
6.2.1.5	Modul 5 Gehölze mit Unterwuchs“	61
6.2.1.6	Modul 6 „Lückenlose dreizeilige Gehölze“	61
6.2.1.7	Modul 7 „Makrophyten“	61
6.2.1.8	Modul 8 „Extensiv genutztes Grünland“	61
6.2.1.9	Modul 9 „Faschinen, Quersperren“	61
6.2.2	Initialmaßnahmen	62

6.3	Pflege und Unterhaltungsbedarf	62
6.3.1	Allgemeine Unterhaltungsgrundsätze	62
6.3.2	Pflege und Unterhaltung der einzelnen Module	63
7.	Programmgestützte Analyse der Gewässer in den Modellgebieten	64
7.1	Der aktuelle Handlungsbedarf in den Einzugsgebieten	69
7.2	Schlußfolgerungen für die Praxis	71
7.2.1	Grundsätzliche Überlegungen vor der Implementierung	71
7.2.2	Aspekte bei der praktischen Umsetzung der Empfehlungen	71
7.2.3	Weiterer Forschungsbedarf	72
8.	Zusammenfassung	73
9.	Literatur	74
	Anhang	80

Einleitung

Die Belastung der Seen und Flüsse des Landes Brandenburg ist eines der Hauptprobleme des Umweltschutzes in diesem Bundesland. Besonders die durch verstärkte Nährstoffzufuhr verursachten Probleme der Eutrophierung haben ein Ausmaß erreicht, das eine effektive Nutzung der Gewässer einschränkt und deren ökologische Funktion beeinträchtigt ist. Nur noch ein geringer Prozentsatz der Seen ist als oligotroph oder mesotroph charakterisierbar. Das Hauptfließgewässer des Landes Brandenburg, die Havel, ist bedingt durch die morphometrischen Randbedingungen ebenfalls stark durch Eutrophierungserscheinungen geprägt. Auf der Gewässergütekarte Brandenburgs von 1994 sind weite Teile des Unterlaufs der Havel in die Güteklassen II - III (kritisch belastet) oder III (stark verschmutzt) eingeordnet worden.

Für den wirksamen Schutz und eine effektive Sanierung der Gewässer des Landes Brandenburg ist eine drastische Reduzierung der Belastung aus dem Einzugsgebiet der Seen und Flüsse aus punktuellen und diffusen Quellen erforderlich.

Die Hauptursache für das gegenwärtig unzumutbar hohe Niveau der Belastung der Gewässer Brandenburgs ist vor allem die bis in die achtziger Jahre hinein gestiegene Zufuhr von Phosphor und Stickstoff aus den Einzugsgebieten der Seen und Flüsse.

Um die internationalen Verpflichtungen der Bundesrepublik zum Schutz der Nord- und Ostsee (50% Reduzierung der Nährstoffeinträge), die Sanierungsziele für die Flußseen von Spree und Havel (z. B. Badegewässer) und darüber hinaus der anderen Seen und Flüsse Brandenburgs sowie der biologisch sehr wertvollen Sölle zu erreichen, müssen neben der weitgehenden Reduzierung der punktuellen Eintragsquellen weitere Maßnahmen zur Senkung der Stofffrachten umgesetzt werden.

Im Gesamtkomplex - Reduzierung der diffusen Stoffeinträge - ist die Einrichtung von Gewässerrandstreifen sowie deren Erhaltung und Pflege eine mögliche Maßnahme. Aus dem bisherigen Kenntnisstand kann man ableiten, daß das Verminderungspotential eines optimal angelegten Gewässerrandstreifens nur grob quantifizierbar ist.

Die Erfahrungen bei der Anlage von Gewässerrandstreifen zeigen aber klar, daß Gewässerrandstreifen, deren Ausstattung und Bemessung nicht die naturräumlichen Standortverhältnisse berücksichtigen; praktisch keinerlei Verminderungswirkung haben. Konzepte, die auf einer pauschalen Ausweisung von Gewässerrandstreifen beruhen, müssen folglich scheitern. Im Interesse eines wirksamen Schutzes der Gewässer und eines effektiven Einsatzes der notwendigen finanziellen Mittel ist es deshalb erforderlich, Verfahren zur Ausweisung von Gewässerrandstreifen zu entwickeln, die es ermöglichen, Breite und Aus-

stattung von Gewässerrandstreifen in Abhängigkeit von den naturräumlichen Faktoren variabel zu gestalten und damit einen wirksamen Beitrag zum Gewässerschutz aber auch darüber hinaus für den Naturschutz zu leisten.

Die Hauptaufgabe dieser Studie bestand daher in der Entwicklung eines Konzepts, die potentiellen oberirdischen diffusen Stoffeinträge aus der Landschaft zu lokalisieren und wirksame Gewässerrandstreifen hiergegen vorzuschlagen. Dabei sollten die empfohlenen Gewässerrandstreifen auf diejenigen Standortbedingungen abgestimmt werden, welche die Höhe dieser Stoffeinträge maßgeblich beeinflussen. Für die Identifizierung der hierfür wesentlichen naturräumlichen Faktoren wurde die Literatur ausgewertet, Schadenskartierungen vor Ort unternommen und ein Geographisches Informationssystem eingesetzt. Aus Gründen der erleichterten Anwendbarkeit sind sowohl die Standortanalyse als auch die Auswertung standardisiert worden.

Ein weiteres Ziel war es, u. a. auch bestehende Konzepte des Naturschutzes und der Landschaftsgestaltung je nach Bedarf zu integrieren, um die Gewässerrandstreifen nicht nur auf ihre Schutzfunktion vor oberirdischen Stoffeinträgen zu beschränken.

1. Grenzen und Möglichkeiten für den Rückhalt von Stoffen durch Gewässerrandstreifen

Der Eintrag von Stoffen in die Flüsse vollzieht sich auf verschiedenen Wegen. Generell ist zwischen diffusen und punktuellen Eintragsquellen zu unterscheiden. NOVOTNY & CHESTERS (1981) and NOVOTNY (1988) definieren diffuse und punktuelle Stoffeintragsquellen wie folgt:

- Der Eintrag aus **Punktquellen** variiert hinsichtlich Menge und Beschaffenheit im Zeitverlauf in der Regel nur in einem relativ engen Bereich. Die Größe des Eintrages ist nur wenig oder gar nicht von meteorologischen Faktoren abhängig. Der Ort des Eintrages in das Gewässer ist in der Regel eindeutig identifizierbar.
- Der Eintrag aus **diffusen Quellen** weist zumeist eine sehr hohe Variabilität auf, die in der Stofffracht mehrere Größenordnungen überstreichen kann. Die Größe des Eintrages steht in einem engen Zusammenhang zu meteorologischen Faktoren wie dem Niederschlag. Der Ort des Stoffeintrages ist nicht eindeutig identifizierbar, weshalb diese Eintragspfade auch oftmals als flächenhafte oder non-point Quellen bezeichnet werden.

Nach DYCK (1985) und NOVOTNY & CHESTERS (1981) setzt sich der gesamte natürliche Abfluß eines Einzugsgebietes aus dem Oberflächenabfluß, dem hyperdermischen Abfluß oder Interflow und dem Basisabfluß zusammen. Interflow and Basisabfluß bilden zusammen die unterirdischen Abflußkomponenten. Gemäß der unterschiedlichen Aufenthaltszeit des Wassers kann der unterirdische Abfluß auch in eine schnelle (weitgehend charakterisiert durch den Interflow) und in eine langsame Komponente (weitgehend identisch mit Basisabfluß) eingeteilt werden. Geht man davon aus, daß die Stoffeinträge vorwiegend an die hydrologischen Komponenten der Abflußbildung gekoppelt sind, kann man nach WERNER et al. (1991) folgende Eintragspfade unterscheiden:

- Eintrag über Grundwasser,
- Eintrag aus Dränsystemen,
- Eintrag über Oberflächenabfluß sowie,
- Eintrag infolge atmosphärischer Deposition und Streufall direkt in die Gewässer.

Da die Größe der Einträge nicht nur von den Komponenten der Abflußbildung abhängt sondern vor allem auch durch die Landnutzung auf den betreffenden Flächen bestimmt wird, muß man insbesondere beim Oberflächenabfluß zusätzlich folgende Unterscheidungen berücksichtigen:

- Eintrag von urbanen Flächen
- Eintrag von landwirtschaftlichen Flächen infolge Wasser- und Winderosion und
- Eintrag durch Oberflächenabfluß infolge nichtsachgerechter Ausbringung von flüssigen Düngern und dem landwirtschaftlichen Wegenetz.

Neben diesen an die hydrologischen Komponenten gekoppelten Eintragspfaden muß man darüber hinaus noch die Einträge insbesondere aus der Landwirtschaft berücksichtigen, die direkt in die Gewässer gelangen (z. B. Direkteintrag durch Tiere auf Weiden oder direkte Einleitungen von Jauche, Silosickersaft usw.) aber nicht eindeutig identifizierbar sind.

Bezüglich des Schutzes der Gewässer vor Stoffeinträgen können Gewässerrandstreifen geeignet sein, die Belastung durch folgende Eintragspfade zu reduzieren:

- Direkteintrag von landwirtschaftlichen Flächen und Betrieben,
- Wasser- und Winderosion,
- Oberflächenabfluß von Wirtschaftsdüngern sowie vom landwirtschaftlichen Wegenetz.

Um abschätzen zu können, welches Verminderungspotential für Stoffeinträge durch Gewässerrandstreifen erreichbar ist, muß zunächst der Anteil dieser drei Eintragspfade an den diffusen und gesamten Stoffeinträgen ermittelt werden. Für die Flußgebiete Brandenburgs liegen mit Ausnahme der Havel zur Zeit noch keine detaillierten Eintragsabschätzungen vor. Die bisher durchgeführten Quantifizierungen von Stoffeinträgen beziehen sich auch lediglich auf die Nährstoffe, Stickstoff und Phosphor. Für andere Stoffe sind quantitative Angaben zu dem Verminderungspotential der diffusen Einträge über Gewässerrandstreifen zur Zeit noch nicht möglich.

Da durch das im Land Brandenburg liegende Flußeinzugsgebiet der Havel ca. 70% der Landesfläche entwässert werden, kann man auf der Grundlage von Eintragsabschätzungen für die Havel in einer ersten gro-

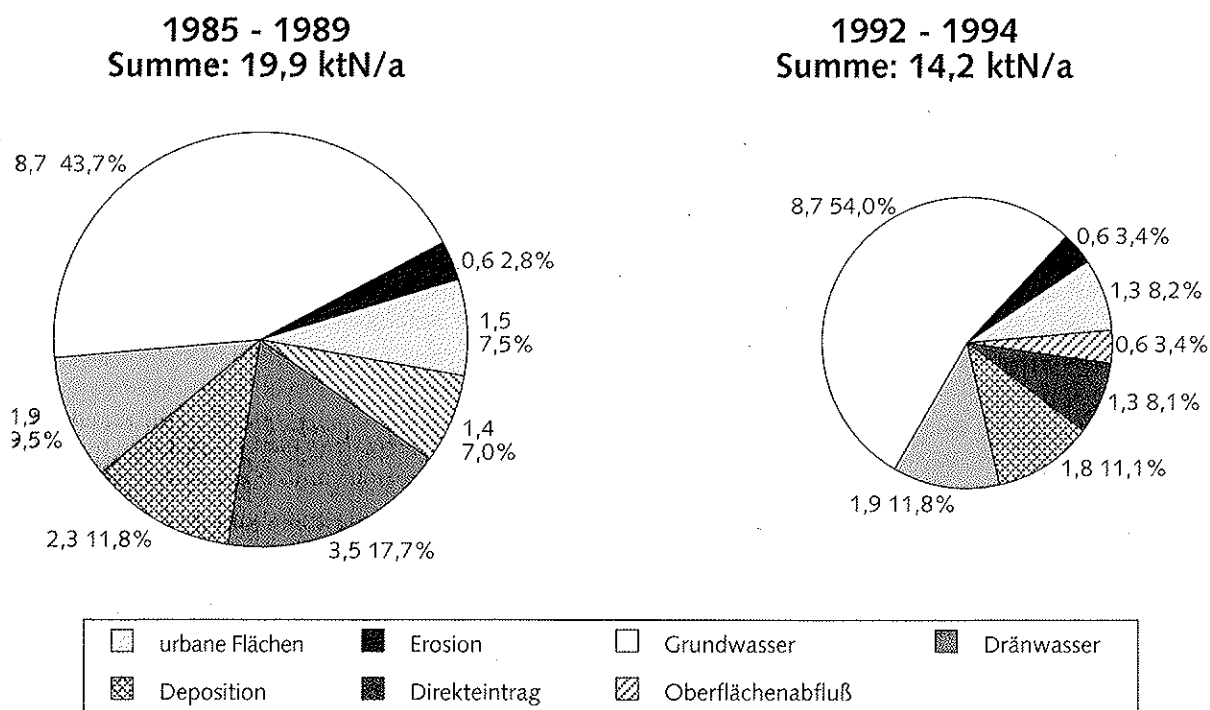


Abb. 1: Anteile der verschiedenen Eintragspfade an der diffusen Stickstoffbelastung der Havel und deren zeitlichen Änderung seit dem Ende der achtziger Jahre

ben Näherung das mögliche Verminderungspotential von Gewässerrandstreifen ermitteln.

Nach den Ergebnissen von DEUMLICH & FRIELINGHAUS (1994), BEHRENDT & WODSACK (1994) sowie DANNOWSKI u.a. (1994) kann man für den Zeitraum 1985 bis 1989 davon ausgehen, daß das jährliche diffuse Eintragspotential im Einzugsgebiet der Havel ca. 20.000 t N/a und 1.500 t P/a betrug (siehe Abb. 1 und 2). Von diesem gesamten diffusen Eintragspotential entfielen bei Stickstoff 5.500 t N/a bzw. 28% auf Eintragspfade, deren Potential durch Gewässerrandstreifen beeinflussbar ist. Für Phosphor war der Anteil dieses Eintragspotential mit ca. 1.100 t P/a bzw. 73% deutlich höher. Die Veränderungen in der Landwirtschaft der neuen Bundesländer, die sich insbesondere in drastisch verringerten Tierbeständen und reduzierter Mineraldüngereinsatz widerspiegeln, haben auch das diffuse Eintragspotential für die Nährstoffe beeinflusst. Unter Berücksichtigung dieser Veränderungen wurde versucht, das gegenwärtige diffuse Eintragspotential abzuschätzen. Dabei blieb unberücksichtigt, daß sich möglicherweise auch die Eintragspotentiale über Wasser- und Winderosion, Grundwasser und Dränwasser verändert haben. Die Ergebnisse der Abschätzung für die diffusen Eintragspotentiale von Stickstoff und Phosphor für den Zeitraum 1992 bis 1994 sind ebenfalls in den Abbildungen 1 und 2 dargestellt. Insgesamt kann man folglich von einer Reduzierung der diffusen Nährstoffeinträge um mindestens 29% bei Stickstoff und 33% bei Phosphor ausgehen. Die Anteile der durch Gewässerrandstreifen beeinflussbaren Eintragspfade haben sich dabei überpro-

portional verringert, so daß gegenwärtig bei Stickstoff ca. 2.500 t N/a bzw. 18% und bei Phosphor 630 t P/a bzw. 62% der gesamten diffusen Einträge im Havel-einzugsgebiet durch Gewässerrandstreifen beeinflussbar sind.

Der Anteil der diffusen Quellen an der gesamten Stoffbelastung eines Gewässers kann sehr unterschiedlich sein. Für die Spree oberhalb Berlins liegt der Anteil der diffusen Nährstoffeinträge nach unterschiedlichen Schätzungen zwischen 35 und 50% für Phosphor und ca. 80% für Stickstoff (BEHRENDT 1992). Für das gesamte Einzugsgebiet der Havel wurde von BEHRENDT (1994) für den Zeitraum 1985 bis 1989 ein Anteil der diffusen Nährstoffeinträge an der gesamten (diffuse und punktuelle) Belastung von 43% (Stickstoff) bzw. 34% (Phosphor) ermittelt.

Wie die Abbildungen 3 und 4 zeigen, hat sich der Anteil der punktuellen Nährstoffbelastung an der Nährstofffracht der Havel in den letzten Jahren infolge Einführung von P-freien Waschmitteln, Kläranlagen-ausbau und Reduzierung der industriellen Direkteinträge weiter verringert. Für den Zeitraum 1992 bis 1994 kann man nach Abbildung 3 und 4 einen mittleren Anteil der diffusen Einträge an der gesamten Nährstofffracht der Havel von 54% bei Stickstoff und 41% bei Phosphor bestimmen. Demnach könnte bei hundertprozentigem Rückhaltevermögen von flächendeckend vorhandenen und optimal ausgestatteten Gewässerrandstreifen die Stickstofffracht der Havel zum gegenwärtigen Zeitpunkt um ca. 10% und die Phosphorfracht um ca. 25% gesenkt werden.

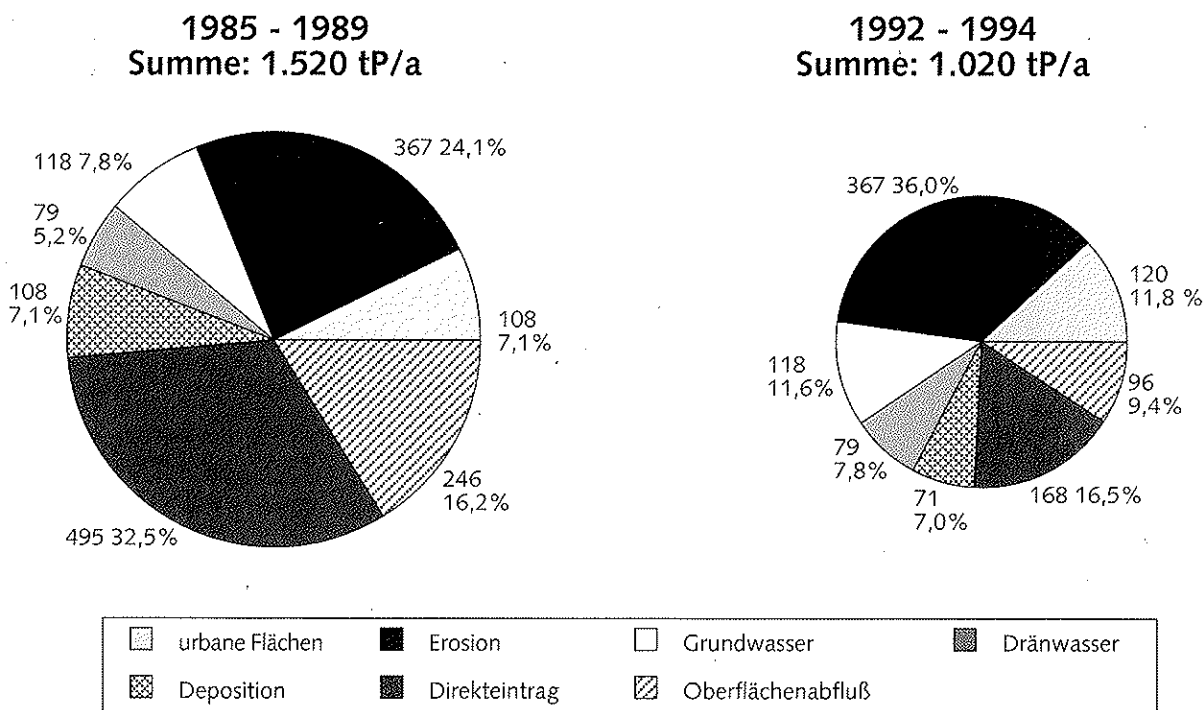


Abb. 2: Anteile der verschiedenen Eintragspfade an der diffusen Phosphorbelastung der Havel und deren zeitlichen Änderung seit dem Ende der achtziger Jahre

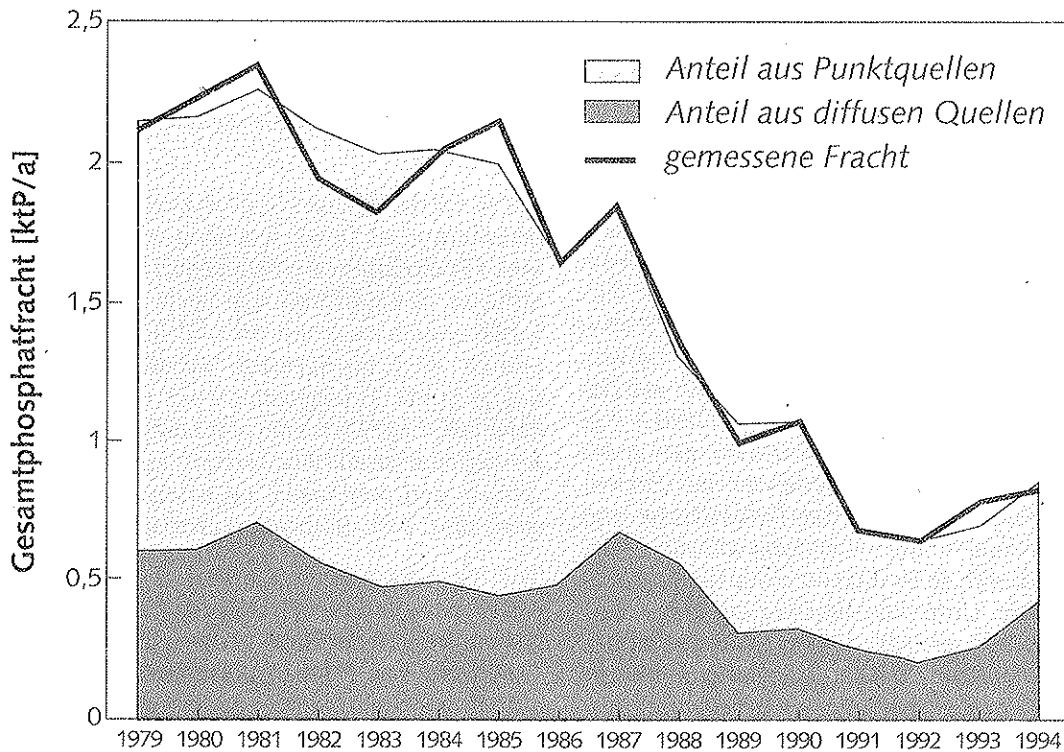


Abb. 3: Gesamtphosphorfracht der Havel vor der Mündung in die Elbe im Zeitraum 1979 bis 1994 und Anteile von diffusen und punktuellen Eintragsquellen (nach BEHRENDT & OPITZ 1995)

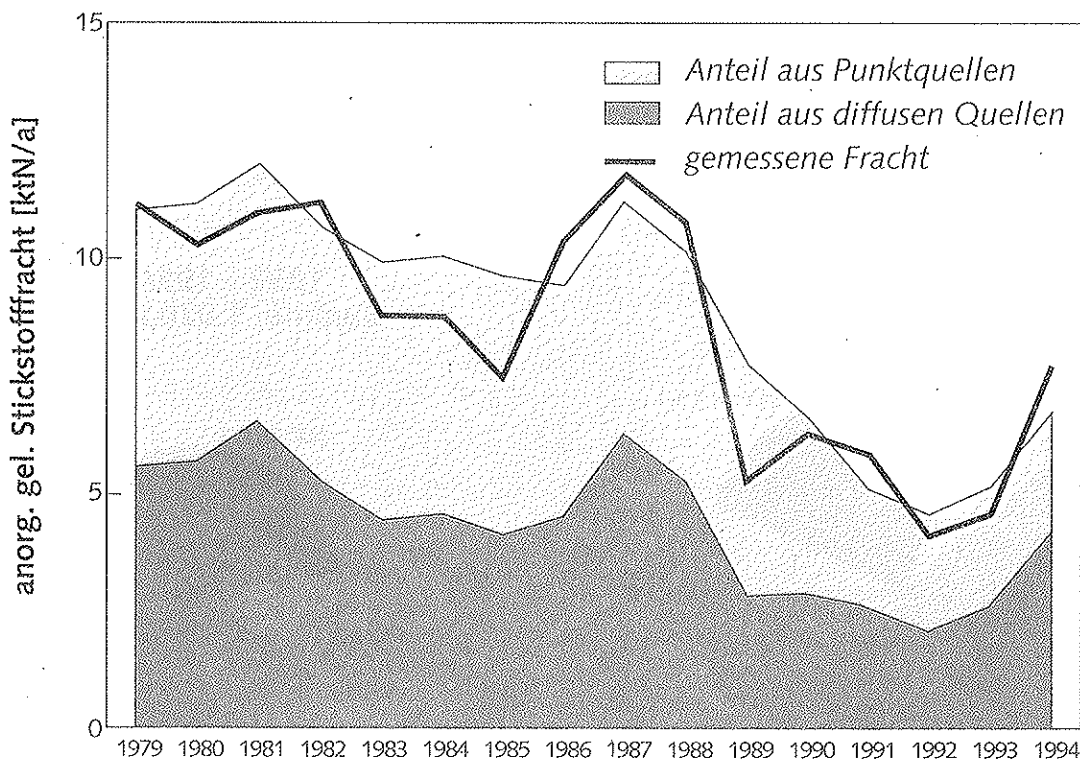


Abb. 4: Gesamtfracht an anorganisch gelöstem Stickstoff der Havel im Zeitraum 1979 bis 1994 und Anteile an diffusen und punktuellen Eintragsquellen (nach BEHRENDT & OPITZ 1995)

Da in den nächsten Jahren mit einem weiteren Rückgang der punktuellen Nährstoffeinträge zu rechnen ist, kann auch davon ausgegangen werden, daß die ausgewiesenen Anteile einer maximalen Randstreifenwirkung auf die Fracht der Havel eher ansteigen

werden. Andere Gewässer, wie z. B. die überwiegende Zahl von Seen im Norden Brandenburgs, werden ausschließlich durch diffuse Stoffeinträge aus der Landschaft belastet.

Wie im Kapitel 2 dieser Studie gezeigt wird, kann man jedoch davon ausgehen, daß ein hundertprozentiger Rückhalt der an den Oberflächenabfluß gekoppelten Stofftransporte durch Gewässerrandstreifen praktisch nicht zu erwarten ist. So ist bei Stoffen (wie z. B. Nitrat), die vorwiegend in gelöster Form im Oberflächenabfluß transportiert werden und nur gering im Boden sorbiert werden, damit zu rechnen, daß mittels Gewässerrandstreifen lediglich der Eintrag über Oberflächenabfluß aber nicht der Gesamteintrag in das Gewässer reduziert wird. Aber auch bei Stoffen (z. B. Phosphor), die vorwiegend in partikulärer Form im Oberflächenabfluß transportiert werden und für die im Boden eine vergleichsweise hohe Sorptionskapazität besteht, kann man nicht einen hundertprozentigen Rückhalt durch Uferstreifen erwarten. Unter der Annahme eines Retentionsvermögen von funktionsfähigen Gewässerrandstreifen von ca. 20% für Stickstoff und 50% für Phosphor kann für das Einzugsgebiet der Havel davon ausgegangen werden, daß realistische Verringerungen der diffusen Einträge von 4% bei Stickstoff und 30% bei Phosphor möglich sind. Bezogen auf die Gesamtfracht der Havel wäre das Rückhaltevermögen von flächendeckend angelegten Gewässerrandstreifen praktisch nicht mehr in einer Frachtreduzierung nachweisbar (ca. 2%). Für Phosphor könnte jedoch durch Gewässerrandstreifen eine Minderung der Gesamtfracht um ca. 12% realistisch sein. Dieser Anteil wird sich in den nächsten Jahren bei Senkung der punktuellen P-Einträge weiter erhöhen.

Effektive Gewässerrandstreifen können folglich erheblich mit dazu beitragen, die diffusen Phosphoreinträge zu senken. Aus Analogiebetrachtungen kann man Gleiches für all die Stoffe annehmen, die hauptsächlich in partikulärer Form in das Gewässer gelangen oder der Direkteintrag als Eintragspfad dominiert. Für andere Stoffe, wie z. B. Stickstoff, kann man nicht erwarten, daß durch einen Gewässerrandstreifen der Eintrag in die Gewässer deutlich gesenkt werden kann.

Insgesamt zeigen bereits diese allgemeinen Betrachtungen, daß die Anlage von Gewässerrandstreifen nur eine Maßnahme unter vielen sein kann, um die diffuse Stoffbelastung der Flüsse und Seen in der Zukunft zu verringern. Auch wenn für einige Stoffe, wie z. B. Phosphor, ein deutliches Verminderungspotential durch Gewässerrandstreifen besteht, kann man bezogen auf den Gewässerschutz in Gewässerrandstreifen kein Allheilmittel sehen. Erst die Kombination verschiedenster standortspezifischer Maßnahmen wird zu einer wirksamen Verringerung der diffusen Stoffeinträge führen. Andererseits besitzen Gewässerrandstreifen, wie im folgenden gezeigt wird, neben einer Funktion zur Reduzierung der Gewässerbelastung weitere nicht zu unterschätzende Bedeutungen (z. B. Naturschutz und Landschaftspflege), so daß bei standortangepaßter und vielfältiger Struktur Gewässerrandstreifen eine umfassende Funktion im Naturhaushalt erfüllen können.

2. Bisheriger Kenntnisstand zur Funktion und Bedeutung der Gewässerrandstreifen

Allgemein bieten standortangepaßte Gewässerrandstreifen eine große Palette an verschiedenen Möglichkeiten zur ökologischen Aufwertung einer gewässerstrukturierten Landschaft sowie zur Sanierung der Gewässer selbst. Dabei können zielorientiert gestaltete Gewässerrandstreifen in vielfältiger Art und Weise die betreffenden Oberflächengewässer vor Stoffeinträgen schützen, deren Stoff- und Temperaturhaushalt regulieren sowie auch die angrenzenden Agrarlandschaften positiv beeinflussen. Mit ihrer kleinräumig zusammengefaßten Vielfalt an Strukturen bieten nach ökologischen Kriterien gestaltete Gewässerrandstreifen einer breiten Flora und Fauna gute Lebensbedingungen und können damit deutliche Beiträge zum favorisierten Modell des Biotop-Verbundsystems beisteuern. Die einzelnen Möglichkeiten, welche diese Vernetzungselemente für den Gewässerschutz bieten sowie die Grenzen dessen, was von ihnen erwartet werden kann, sind in diesem Kapitel zusammengefaßt.

Die notwendige deutliche Verbesserung der Gewässergüte kann nur dadurch erreicht werden, daß die punktuellen sowie diffusen Belastungsquellen eines jeden Gewässers differenziert erfaßt und vermindert werden. Aufgrund aktueller Datenanalysen muß damit gerechnet werden, daß die flächenhaften Stoffeinträge in unsere Fließgewässer deutlich höher sein können als bislang angenommen (RADERSCHALL 1996). Im Bereich der diffusen Einträge betrifft die Sanierung der Fließgewässer vor allem die Regulation des Landschaftswasserhaushaltes sowie die landwirtschaftliche Nutzung der Einzugsgebiete (RADERSCHALL 1994). Um hier positive Effekte für den Gewässerzustand zu erzielen, müssen die Gewässer wieder mehr Raum in der Landschaft einnehmen können und mit dieser wieder naturnah verbunden werden. Ein erster Weg dorthin kann die Anlage und/oder Ausweitung von standortspezifischen Gewässerrandstreifen darstellen.

Begriffliche Definition:

In der Literatur sind folgende Synonyme für Gewässerrandstreifen zu finden: bewachsene Bodenfilter, bewachsene Filterstreifen, Filterstreifen, Gewässerschutzstreifen, Grasfilterstreifen, Pufferstreifen, Pufferzonen, Randstreifen, Saumbiotop am Gewässer, Ufergehölzstreifen, Uferstrandstreifen und Uferstreifen. Hierbei werden Unterschiede in der Sichtweise und Intention der betreffenden Autoren deutlich: während DILLAHA et al. (1989) eine umfassende Definition des Begriffes anbieten, beschränken sich KRAUS (1994) und BOHL (1986) auf eine ökologische, PHILIPS (1989) auf eine funktionale, MUSCUTT et al. (1993) auf eine nutzungsbezogene und WINKELHAUSEN (1988) auf eine topologisch-pflanzensoziologische Auslegung der Begriffe.

Im folgenden werden **Gewässerrandstreifen** daher definiert als **variable Bänder natürlicher oder gepflanzter Vegetation entlang von Oberflächengewässern, die sich von der Mittelwasserlinie in das Einzugsgebiet hinein erstrecken und damit das Gewässer stofflich abpuffernd und ökologisch verbindend in die Landschaft eingliedern.**

Die vielen direkten sowie indirekten Wirkungen, die Gewässerrandstreifen auf ihr Umfeld ausüben können, sind einerseits auf die angrenzenden Fließgewässer ausgerichtet, können andererseits aber auch die vor ihnen liegenden Agrarflächen betreffen. Die weitere Gliederung soll neben diesem Sachverhalt auch die Allgemeingültigkeit der Effekte widerspiegeln, so daß diejenigen zuerst erwähnt werden, deren Potential am gesichertsten ist.

2.1 Funktion und Bedeutung der Gewässerrandstreifen

2.1.1 Bedeutung der Gewässerrandstreifen für das angrenzende Fließgewässer-Ökosystem

2.1.1.1 Distanzfunktion

Gewässerrandstreifen bilden räumliche Puffer, welche die Oberflächengewässer vor Direkteinträgen aus der angrenzenden landwirtschaftlichen Nutzung bewahren können. Diese Distanzfunktion stellt die direkteste und am leichtesten nachzuweisende Wirkung der Gewässerrandstreifen dar.

Infolge von Bearbeitung und Unterhaltung landwirtschaftlicher Nutzflächen können die ausgebrachten

Dünger und Pflanzenbehandlungsmittel (PBM) unmittelbar oder durch Verdriftung in die Oberflächengewässer gelangen. Hinzu kommen vorsätzliche Entwürfungen von Gülleüberständen und PBM in die Gewässer durch einzelne Landwirte. Diese Direkteinträge verursachen akute Belastungsspitzen in den Gewässern, die die aquatischen Ökosysteme stark schädigen können. Für das Gebiet der ehemaligen DDR schätzen BEHRENDT et al. (1994) ab, daß bei einer Netzlänge von 130.000 km Binnengräben ein Direkt-Eintragspotential von 1.820 t N und 470 t P existierte. Ca. 20% hiervon erreichten auch tatsächlich direkt die Gewässer. Durch die Einführung moderner Ausbringungstechniken, die verstärkte Granulierung der Mineraldünger sowie das gesunkene Düngungsniveau wurden diese Direkteinträge in den letzten Jahren sicherlich verringert.

Die Verdriftung und Verwehung der staubfeinen Mineraldünger oder des Sprühnebels von Gülle und PBM reicht weiter als bislang angenommen. In den Versuchen von DAVIS et al. (1993) zeigte sich, daß bei Insektizidapplikationen Pufferzonen von 12 - 24 m erforderlich sind, um die Sterblichkeit von Schmetterlingslarven auf 10% herabzusetzen. Ähnliche Versuche demonstrieren die Notwendigkeit von 15 - 20 m breiten Pufferzonen, um die Mortalität verschiedener Sämlinge nach Herbizidversprühung unter 10% zu senken (MORRS et al. 1993).

Beobachtungen von 260 PBM-Spritzungen in einem hessischen Einzugsgebiet ergaben, daß nur 11% der Applikationen ordnungsgemäß durchgeführt worden waren (FISCHER et al. 1995). Als häufigster Fehler trat eine erhöhte Abdrift des Spritznebels ein (43% der 260 Applikationen, Abb. 5). Die Abdrift war in 22%

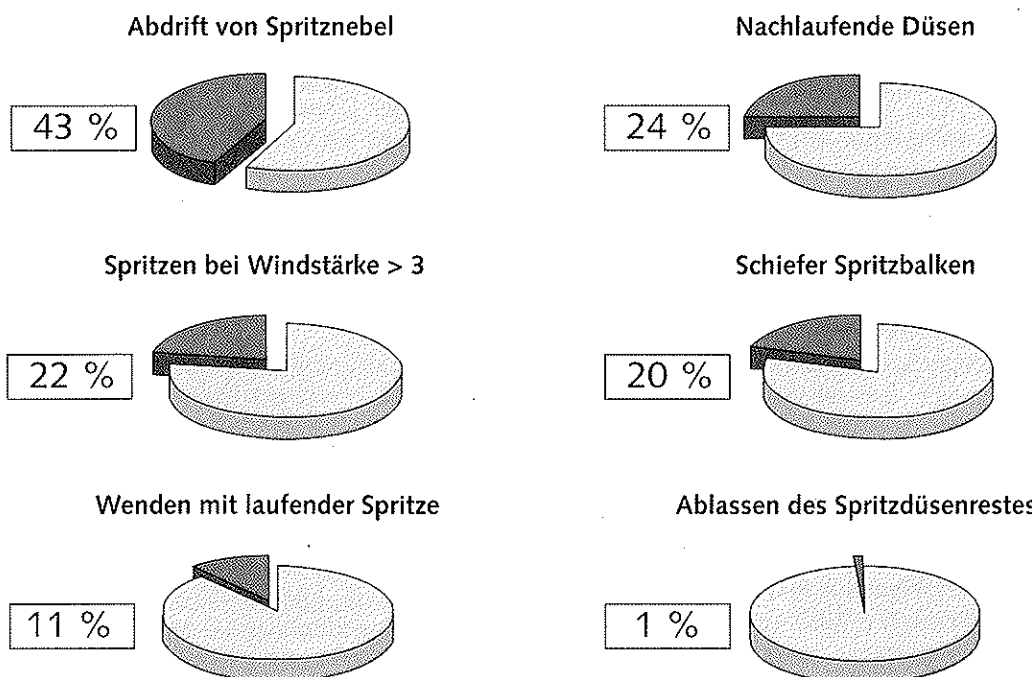


Abb. 5: Häufigkeit von nicht ordnungsgemäßen PBM-Ausbringungen unter Praxisbedingungen (n=260; aus: FISCHER et al. 1995, verändert)

aller beobachteten Applikationen auf eine zu starke Windbewegung zurückzuführen. Gerätetechnische Mängel wie nachlaufende Düsen bzw. schiefe Spritzbalken waren bei 24% bzw. 20% aller Spritzungen zu erkennen. In 11% der Fälle wurde ein Wenden mit nicht abgestellter Spritze beobachtet und dreimal ein Ablaufenlassen des Spritzbrüherestes auf dem Feld.

Aus der Sicht des Gewässerschutzes stellt es ein erhebliches Problem dar, daß bei den Applikationen von isoproturonhaltigen Präparaten auf gewässerangrenzenden Flächen in keinem Fall die hierfür geltende Abstandsauflage von 20 m beachtet wurde. Die Landwirte unterscheiden bei ihrer PBM-Anwendung nicht zwischen gewässernahen und gewässerfernen Nutzflächen.

Diese aktuellen Ergebnisse unterstreichen die hohe Bedeutung und Notwendigkeit von effektiv distanz-erzeugenden Gewässerrandstreifen zwischen landwirtschaftlich genutzten Flächen und angrenzenden Oberflächengewässern.

Weiter haben der Direkteintrag tierischer Exkremente sowie eine verstärkte Erosivität durch Zertreten von Ufern und Gewässersohlen eine nicht zu unterschätzende Bedeutung für den Nährstoffeintrag (EGGE 1990). Dieser direkte Nährstoffeintrag sowie die Abschwemmung tierischer Ausscheidungen von den Weiden können bis zu 17% der gesamten Stickstoff- und bis zu 30% der gesamten Phosphoreinträge aus der Landwirtschaft in die Oberflächengewässer ausmachen (LÜBBE 1989; zit. in: EGGE 1990). Für das Elbeinzugsgebiet der ehemaligen DDR unterstellen WERNER und NOLTE (1991), daß 2% der Exkremente (entsprechend 1.000 t N und 200 t P) aus der Weidewirtschaft direkt in die Gewässer eingetragen werden. BEHRENDT et al. (1994) schätzen für das Gesamtgebiet der ehemaligen DDR direkte Stoffeinträge in die Oberflächengewässer infolge Weidehaltung (0,69 Mio ha) in Höhe von 1.260 t N und 280 t P ab. Infolge der im Vergleich zu 1989 auf ca. 50% verringerten Rinderbestände kann heute auch von diesem Eintragspfad von einer deutlichen Verminderung ausgegangen werden.

Nach den Messungen von BECKER (1991) enthält der Urinflack einer Kuh bereits bis zu 1.220 kg N/ha. Von daher bieten richtig dimensionierte Gewässerrandstreifen nicht nur bei angrenzender Acker- sondern auch bei Weidenutzung einen hocheffektiven Schutz der Oberflächengewässer vor Direkteinträgen von Nähr- und Schadstoffen aus der angrenzenden landwirtschaftlichen Nutzung. Eine Gießener Arbeitsgruppe schreibt aufgrund ihrer umfangreichen praktischen Erfahrung mit der Anlage und Unterhaltung von Gewässerrandstreifen deren Distanzfunktion die größte praktische Bedeutung zu (BACH, pers. Mitt. 1994).

2.1.1.2 Windschutzwirkung

Dicht mit Gehölzen bestandene Gewässerrandstreifen sind in Lage, die Oberflächengewässer vor winderosionsbedingten Stoffeinträgen zu schützen. Aufgrund ihrer Windschutzwirkung schränken Ufergehölze auch die während des Emergenzfluges durch passive Verdriftung hervorgerufenen Verluste aquatischer Insekten ein (WINKELHAUSEN 1988).

Nach Untersuchungen von WILLY (1986; zit. in: PETER und WOHLRAB 1989) kann sich die Windschutzwirkung über die 15fache Gehölzhöhe erstrecken, wobei die Windgeschwindigkeiten bis zu 60% vermindert werden können. Die durch Windeinwirkung verwehten Dünger, PBM und an Bodenpartikel gebundenen Nähr- und Schadstoffe sedimentieren im Windschatten oder können von dichten Gehölzstreifen herausgefiltert werden. KRAUS (1984) beziffert die Windschutzwirkung einer 8 m hohen Hecke auf bis zu 300 m. Erste Quantifizierungen der Bodenverluste durch Winderosionen in Norddeutschland zeigten, daß durch ein einziges Erosionsereignis bei Windgeschwindigkeiten bis zu max. 12 - 13 m/s in 10 m Höhe auf unterschiedlichen Standorten Bodenverluste von 16 - 170 t/ha hingenommen werden mußten (NEEMANN et al. 1990) (Abb. 6). Für die Gebiete Ost-Brandenburgs kommt FUNK (1994) zu ähnlichen Ergebnissen. Abbildung 6 veranschaulicht die ermittelte Windschutzwirkung einer 8 m hohen Baumreihe.

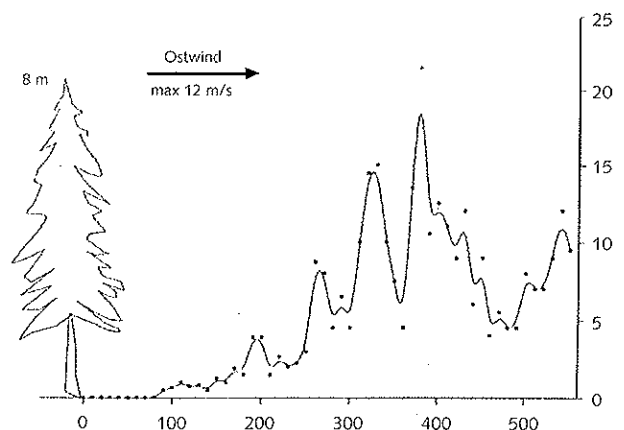


Abb. 6: Kartierte Sedimentauflage auf der Ackerkrume eines humosen Sandbodens nach einem Erosionsereignis am 4. und 5.4.1989 (aus: NEEMANN et al. 1990)

Die von FUNK (1994) sowie DEUMLICH und FRIELINGHAUS (1994) durchgeführte Auswertung von Witterungsdaten des Elbeinzugsgebietes der neuen Bundesländer führte zur Abschätzung der Auftrittshäufigkeit von Erosivwinden. Danach ist im Mittel der Jahre an 80 Tagen mit Erosivwinden > 6 m/s zu rechnen, an 60 Tagen > 7 m/s und an 30 Tagen > 8 m/s. Wie die Abbildung 7 zeigt, fallen dabei die größten Windgeschwindigkeiten im Frühjahr mit den Perioden der geringsten Bodenbedeckung zusammen.

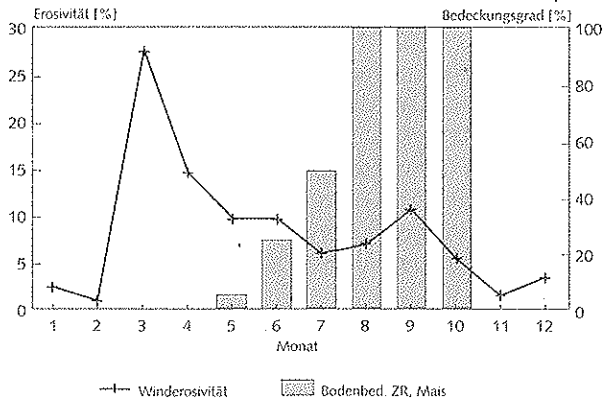


Abb. 7: Jahresgang der Winderosivität in Relation zur Bodenbedeckung (aus: FUNK 1994)

Nach Hochrechnung von Daten eines Winderosionsmeßfeldes auf das Einzugsgebiet der Elbe im Bereich des Lockergesteinsbereiches liegt der winderosionsbedingte Bodenabtrag in Abhängigkeit der unterstellten Anbaubedingungen zwischen 0,01 und 0,1 t/(ha·a). Dies entspricht 32.700 - 327.000 t/a im gesamten Elbeeinzugsgebiet (DEUMLICH und FRIELINGHAUS 1994).

Im Hinblick auf die ernstzunehmenden Bodenverwehungen durch erosive Winde bieten entsprechend dimensionierte Gewässerrandstreifen nicht nur einen wirksamen Schutz der brandenburgischen Oberflächengewässer vor Stoffeinträgen durch Winderosion, sondern bewahren auch die in ihrem Windschatten liegenden Ackerflächen vor weiteren Verwehungen.

2.1.1.3 Uferschutz

Entsprechend ihrer Ausgestaltung können Gewässerrandstreifen in bedeutendem Umfang dem Schutz der Gewässerböschungen sowie des Gewässerbettes vor Seitenerosionen und instandsetzungsaufwendigen Auskolkungen dienen.

Gerade die unter gewässerökologischen Gesichtspunkten zu fordernde unbefestigte Gewässermorphologie kann zu (ökologisch durchaus erwünschten) Uferabbrüchen, Seitenerosionen und Unterspülungen führen, wenn die Uferbereiche nicht naturraumtypisch bewachsen sind (HEIM und KAIRIES 1993). Die mechanischen Eigenschaften der Pflanzenwurzeln bewirken hier einen hocheffektiven - weil lebenden und damit anpassungsfähigen - Schutz des Uferbereiches und des Gewässerbettes. Der gesamte Böschungs- und Sohlbereich kann infolge unterschiedlicher Durchwurzelungstiefen einzelner Arten gesichert werden (GRAMATTE und PETER 1988; ANSELM 1993). Während Röhrichtbänder in den langsam fließenden Flachwasserzonen Abflußspitzen dämpfen, dringen die Wurzeln der Schwarzerlen (*Alnus glutinosa*) bis in die vernäbten Bereiche unter die Gewässersohle vor und sichern auch steilere Ufer nachhaltig vor Abbrüchen (WINKELHAUSEN 1988).

Die vom Niedersächsischen Verbundprojekt zur modellhaften Sanierung der Hunte formulierten Leitbilder und Zielvorstellungen zu einer naturraumtypischen Gewässermorphologie und deren Schutz durch Wiederbesiedlung der Gewässer und der Auenbereiche mit Gehölzsäumen (GROß 1993) sind gut geeignet, auch die Fließgewässer Brandenburgs nachhaltig in naturraumtypische und stabile Gewässer von hoher ökologischer Qualität zu überführen.

2.1.1.4 Beschattung

Einer der wichtigsten positiven Eigenschaften von Gewässerrandstreifen ist die Beschattung des Gewässers. Dies gilt naturgemäß besonders für kleinere Fließgewässer (bis 8 m Wasserspiegelbreite), an denen ein Kronenschluß der Ufergehölze besteht (SCHULTZ-WILDELAU et al. 1990).

Durch die Verminderung der Sonneneinstrahlung wird die sommerliche Erwärmung verringert und damit eine wesentliche Voraussetzung für die Existenz sommerkühler Fließgewässer geschaffen. Kühle, weitgehend beschattete Fließgewässer sind in den hiesigen Breiten als naturraumtypisch einzustufen und die aquatische Flora und Fauna sind am besten auf diese Bedingungen adaptiert (SÖHNGEN 1990). Die Entfernung von standorttypischen Ufergehölzen zieht, bedingt durch die erhöhte Sonneneinstrahlung, grundsätzlich zwei Prozesse mit sich: einerseits wird die Stoffwechselaktivität und damit die Vermehrung der photoautotrophen Organismen sowie emersen und submersen Makrophyten drastisch erhöht, da die Lichteinstrahlung in praktisch allen eutrophierten Fließgewässern den produktionsbegrenzenden Faktor darstellt (SCHULTZ-WILDELAU et al. 1990). Andererseits führt die physikalische Erwärmung des Wassers zu erhöhten Stoffwechselaktivitäten, wobei eine Temperaturerhöhung des Wassers um 10° C eine Verdoppelung der Stoffwechselaktivität bewirkt.

Untersuchungen von KELLER (1979, zit. in: GRAMATTE und PETER 1988) stellten heraus, daß die Beseitigung von Ufergehölzen zu einer Erhöhung der Monatsmitteltemperatur des Gewässers um 8° C führten. Als Folge davon werden die Verkräutung des Gewässers sowie die Planktonblüte gefördert (BOHL 1986; DAHL et al. 1989; BONGARTZ et al. 1990). Eigene Analysen von Datenreihen wiesen signifikante Zusammenhänge zwischen den täglichen Nitratgehalten in den untersuchten kleinen Fließgewässern und der Wassertemperatur sowie der Sonneneinstrahlung auf. Ebenso waren die beschatteten Fließgewässer in ihren Abfluß- und Nitratganglinien statistisch deutlich von den unbeschatteten zu unterscheiden. Die Nitratkonzentrationen der unbeschatteten Gräben korrelierten im zeitlichen Mittel negativ mit der Sonneneinstrahlung, wurden also vermindert (RADERSCHALL 1994).

Während die Erwärmung der Gewässer rein physikalisch die Löslichkeit der Gase und somit auch von Sau-

erstoff im Wasser herabsetzt (maximale Löslichkeit bei 4 °C), senkt die verstärkte Aktivität der heterotrophen Biozönose zusätzlich den Sauerstoffgehalt (biologische Atmung). Als Konsequenz dieser Mechanismen ist an heißen Sommertagen die Bildung extremer Sauerstoff-Streßsituationen möglich, die zu massiven Störungen der aquatischen Lebensgemeinschaft und zum Absterben vieler Organismen führen können (DAHL et al. 1990).

OSBORNE und KOVACIC (1993) zitieren mehrere Untersuchungen in Nord Amerika, die starke Effekte von 10 - 30 m breiten, gehölzbewachsenen Gewässerrandstreifen auf die Wassertemperatur beschreiben. Schwarzerlen sind dabei in der Lage, 95% des einfallenden Sonnenlichtes abzufiltern (WINKELHAUSEN 1988). Neben dem deutlichen, positiven Effekt auf den Temperaturhaushalt der Gewässer verhindern die Ufergehölze auch deren Verkräutung, was Einsparungen bei der Gewässerunterhaltung mit sich bringen dürfte und der Verschlammung der Gewässersohle vorbeugt (WINKELHAUSEN 1988). Dagegen verringert sich in makrophytenfreien Fließgewässern der Rückhalt von partikulärem Material, was die Stoffbelastung der nachfolgenden Gewässer erhöht.

Auch in Brandenburg können Ufergehölzstreifen als sehr effektive „Werkzeuge“ zur Rückführung einiger Fließgewässer in naturnahe, sommerkühle Zustände eingesetzt werden.

2.1.1.5 Habitatfunktion

Direkt am Gewässerufer etablierte Erlen bieten mit in das Wasser hineinragenden Wurzeln vielen Organismen einen natürlichen Lebensraum.

Im Wurzel- und Schattenbereich der Ufergehölze finden die aquatischen Lebensgemeinschaften wichtige Unterstände und weitere Habitatstrukturen, die ihnen die naturfern ausgebauten Gewässer kaum zu bieten vermögen (BONGARTZ et al. 1990). In den Flachlandgewässern, in welchen wenig Grobsubstrate zur Bereicherung der morphologischen Vielfalt angeschwemmt werden, sind als Habitatbildener stattdessen Tothölzer von großer Bedeutung und sollten nicht pauschal entfernt werden.

Diejenigen Fließgewässer Brandenburgs, welche heute noch weitgehend den ökomorphologischen Leitbildern entsprechen (z. B. mäandrierend, mit abwechslungsreichen, wenig eingeschnittenen Profilen) können durch die Anlage und Erhaltung von standorttypischen Ufergehölzen eine spürbare ökologische Aufwertung auch der Limnofauna erfahren.

2.1.1.6 Einfluß auf die Strömungsdynamik und Selbstreinigung

In dem Ausmaß, in welchem die Ufervegetationen in die Gewässer hineinreichen, oder sich im Wasserkör-

per Makrophyten angesiedelt haben, nehmen diese als Ausgangsort von Durchflußwiderständen und Turbulenzen Einfluß auf die Strömungsverhältnisse im Wasserkörper und vergrößern die Oberflächen für die an der Selbstreinigung der Gewässer beteiligten Lebensgemeinschaften. Das die submersen Pflanzenteile umgebende Periphyton beteiligt sich mit den Pflanzen an der Nährstoffretention des Gewässers.

Die dadurch auftretenden vielen kleinen Strömungswiderstände nehmen morphologisch oder hydrologisch bedingten Strömungsmaxima im Uferbereich ihre oftmals erosive Energie, in dem sie diese auf einen größeren Raum verteilen. Weitgehend naturnah befestigte Ufer halten sogar den Fließkräften starker Hochwasser stand (NIEHOFF et al. 1991). Abflußspitzen können gedämpft werden, was die Spülwirkung des ersten Abflußanstiegs nach längeren Niedrigwasserperioden - und damit die gewässerbelastende Resuspension sedimentierter Stoffe - verringert (GRAMATTE und PETER 1988). Gerade einzelne Abflußspitzen bringen Belastungsmaxima partikelgebundener Nähr- und Schadstoffe in den Fließgewässern mit sich, die Größenordnungen erreichen können, welche sonst in vielen Monaten nicht ausgetragen werden (PETER 1988; LAMMEL 1990). Wie die Untersuchungen von PETER (1988) zeigten, wird der Stoffeintrag in ein Fließgewässer mit 5 - 50 m breiten Gehölz- und Ruderalrandstreifen wesentlich weniger durch Hochwasserereignisse beeinflusst als bei einem Gewässer ohne Randstreifen.

Ein weiterer wichtiger und sehr positiv zu bewertender Effekt des geringeren Abflusses ist die Verminderung der Stoffverluste aus der Landschaft (KRAMBECK 1990; RADERSCHALL 1994). Je größer die Räume sind, welche von Fließgewässern mit ihren Randstreifen in der Landschaft genutzt werden können, desto höher ist im allgemeinen auch der Nährstoffrückhalt. Die von Feuchtgrünland dominierten Auen, die Ausuferungen ermöglichen, stellen für Norddeutschland das Leitbild eines naturnahen Fließgewässersystems von hoher ökologischer Qualität dar (KAIRIES 1993; KRAUS 1994). Neben ihren hervorragenden ökologischen Funktionen bieten die Auenlandschaften einen hocheffektiven und natürlichen Schutz vor den in der letzten Zeit sich häufenden Hochwasserkatastrophen, da sie neben erheblichen Nährstoffmengen auch große Wassermengen flexibel zwischenspeichern vermögen. In Überflutungsgebieten können weitere Abflußveränderungen, wie Stromstrichverlagerungen durch die Gehölzsäume auftreten, die die Eigendynamik der Fließgewässer fördern (ANSELM 1990).

Die verstärkten Turbulenzen infolge der zum Teil freiliegenden Durchwurzelung von Ufern und Sohlen verursachen zusätzlich einen erhöhten Gaseintrag in die Gewässer und beugen somit Sauerstoffstreßsituationen vor (GRAMATTE und PETER 1988). Bei der Selbstreinigung der Gewässer übernehmen die Wurzeln des

Uferbewuchses wichtige Funktionen, zum einen passiv als Habitat für heterotrophe Organismen (Periphyton als Biofilm an deren Oberflächen), zum anderen nehmen die Pflanzen direkt am Stoffhaushalt der Gewässer teil.

Naturnahe Fließgewässer benötigen standorttypische Gewässerrandstreifen zum Schutz des Gewässerbettes und ermöglichen durch ihre hohen Selbstreinigungskräfte positive Wirkungen auf den Landschaftswasserhaushalt.

2.1.1.7 Sedimentretention

Gewässerrandstreifen können Fähigkeiten aufweisen, temporär auftretenden Oberflächenabfluß zu vermindern und die darin transportierten, partikulär gebundenen Nähr- und Schadstoffe mehr oder weniger stark zurückzuhalten. Dabei hängt die momentane sowie die langfristige Wirksamkeit der Gewässerrandstreifen als Retentionsraum für Sedimente entscheidend von den konkreten Standortbedingungen und der Gestaltung der Vegetation ab.

Aktuelle Bilanzierungen von DEUMLICH und FRIELINGHAUS (1994) weisen dem Lockergesteinsgebiet der Elbe jährliche Bodenabträge aus erosiven Ereignissen in Höhe von 0,5 t/ha zu. Für die Einzugsgebiete der Havel und der Spree liegen die Bodenabtragswerte mit durchschnittlich 0,3 t/(ha·a) etwas niedriger. Hieraus berechnen sie mittlere jährliche Sedimenteinträge aus 1.000 km² großen Einzugsgebieten in die Oberflächengewässer in Höhe von 0,05 kg/ha für das Elbegebiet und für die Einzugsgebiete von Havel und Spree. Insgesamt würden danach pro Jahr 222.000 t aus diesen Gebieten in die Elbe eingetragen werden, wozu die Havel 63.000 t und die Spree 37.000 t beitrügen.

Aufgrund der Tatsache, daß an den Bodenpartikeln gerade die gewässerbelastenden Nähr- und Schadstoffe, wie Phosphat, Ammonium sowie Schwermetalle und PBM adsorbiert sind, müssen unsere Gewässer wirksam vor diesen stoßweise auftretenden Belastungen geschützt werden. Hierbei sollten sich alle Beteiligten aber darüber im klaren sein, daß Gewässerrandstreifen nur die letzte Möglichkeit darstellen, Bodenabträge aus den betreffenden Einzugsgebieten zurückzuhalten (NIEHOFF et al. 1990). Nachhaltiger Gewässerschutz ist nur über einen entsprechenden Bodenschutz in den Einzugsgebieten zu verwirklichen (BACH et al. 1994 c).

Die Retention von partikulären sowie partikulär gebundenen Stoffen durch Gewässerrandstreifen basiert primär auf zwei physikalischen Prozessen, welche das Transportgeschehen maßgeblich beeinflussen. Zum einen fällt durch die Infiltration des Wassers in den Bodenkörper des Gewässerrandstreifens das Transportmedium der Sedimente weg. Demzufolge kann der Sedimenttransport auf der Bodenoberfläche gänzlich zum Erliegen kommen. Zum anderen kommt

es durch die mechanische Wirkung des Meso- und Mikroreliefs der Bodenoberfläche sowie der Vegetation u. a. infolge der Reibungsverluste zur Verringerung der Fließgeschwindigkeit. Mit abnehmender Fließgeschwindigkeit des Wassers sinkt wiederum dessen Transportkapazität, was eine anwachsende Sedimentation des mitgeführten Bodenmaterials im Gewässerrandstreifen zur Folge hat (FABIS et al. 1993). Von daher sedimentiert der größte Anteil der Fracht immer in den ersten landseitigen Metern der Gewässerrandstreifen (DILLAHA et al. 1989; FABIS et al. 1993; BARLING und MOORE 1994).

Aktuelle Versuche zeigten, daß unterschiedliche Retentionsleistungen der Gewässerrandstreifen für Sedimentfrachten primär durch die unterschiedliche Abflußverminderung zustande kommen (DILLAHA et al. 1989; FABIS et al. 1993). Dabei ist das Ausmaß der Abflußverminderung davon abhängig, in welchem Umfang der Oberflächenabfluß in den Bodenkörper infiltrieren kann, vom aktuellem Wassergehalt und potentiellm Wasserspeichervermögen des Bodens, der Bodenart und -textur sowie neben den Eigenschaften der organischen Bodenaufgabe auch von der Evapotranspirationsleistung des gesamten Gewässerrandstreifens. Die abflußmindernde Wirkung von Gewässerrandstreifen ist in verschiedenen Untersuchungen jeweils deutlich zu erkennen gewesen (GRAMATTE und PETER 1988; DILLAHA et al. 1989; FABIS et al. 1993).

Nach einer Literaturoswertung von OSBORNE und KOVACIC (1993) wird die Retention von Sedimenten und partikulär gebundenen Stoffen durch Gewässerrandstreifen zusätzlich von folgenden Faktoren beeinflusst: Makro-, Meso- und Mikrorelief, Vegetationsdichte und -zusammensetzung, Größe und Verteilung der einfließenden Sedimente sowie die Dränung des Gebietes. Die Retentionsleistung unterschiedlicher Gewässerrandstreifen konnte in Versuchen mit durchschnittlich 60 - 90% der eingeschwemmten Sedimentfrachten ermittelt werden (DILLAHA et al. 1989; MUSCUTT et al. 1993; BARLING und MOORE 1994; FREDE et al. 1994). Die Werte variierten jedoch von -15 bis 100%. Infolge der verschiedenen korngrößenabhängigen Sedimentationsgeschwindigkeiten der Partikel im Oberflächenabfluß bilden sich in den Gewässerrandstreifen deutliche Sortierungen heraus, wobei die Sandfraktionen zuerst abgelegt werden, die Schlufffraktionen weiter transportiert werden und die Tonfraktionen in Suspension gehalten bleiben, solange der Oberflächenabfluß noch nicht zum Erliegen gekommen ist (DILLAHA et al. 1989; FABIS et al. 1993). Hieraus folgt jedoch, daß Gewässerrandstreifen für feinste Partikel, wie den nähr- und schadstoffbelasteten Tonmineralen und Humuspartikeln, nicht immer eine ausreichende Retentionsmöglichkeit bieten können (siehe Kap. 2.2.3).

Insgesamt betrachtet kann der Oberflächenabfluß durch Gewässerrandstreifen im allgemeinen spürbar

vermindert werden, obgleich deren Retentionswirkung für Sedimente, insbesondere für Feinstpartikel (mit den ihnen anhaftenden Stoffen) teilweise auch unbefriedigende Ergebnisse liefern. In Anbetracht der Komplexität der beteiligten Prozesse ist gerade für den Rückhalt von Sedimenten eine präzise Planung sowie eine darauf aufbauende Gestaltung und Pflege der Gewässerrandstreifen erforderlich, um deutliche und nachhaltige Effekte für den Gewässerschutz zu erzielen.

2.1.1.8 Nährstoffretention

Gerade was die, nicht nur für unsere lokalen Gewässer sondern auch für die internationalen Flüsse und Meere, so notwendige Entlastung von diffusen Nährstoffeinträgen aus der Landwirtschaft betrifft, dürfen die an übliche Gewässerrandstreifen herangetragen den Erwartungen nicht zu hoch angesetzt werden. In Abhängigkeit von den betrachteten Nährstoffen sowie den gesamten Standortbedingungen inklusive dem dazugehörigen Einzugsgebiet können die von Gewässerrandstreifen erbrachten Retentionsleistungen zwischen -54 und 100% liegen. Deshalb ist hier die Erfassung der beteiligten Strukturen und Prozesse in höchster Differenziertheit erforderlich, um fundierte Aussagen über den potentiellen Nährstoffrückhalt formulieren zu können und ggf. geeignete Gewässerrandstreifen zu gestalten.

Während für die Retention der partikelgebundenen Nährstoffe naturgemäß das Gleiche gilt, wie für die Partikel selbst (Kap. 2.2.1.7), basiert der Rückhalt von gelösten Nährstoffen in Gewässerrandstreifen fast vollständig auf dem Massenverlust durch die Infiltration des eingeschwemmten Oberflächenwassers in den Bodenkörper (FREDE et al. 1994). Sind die gelösten Nährstoffe in den Boden infiltriert, so gelten ab dort die selben Stoffverlagerungsmechanismen, wie außerhalb des Gewässerrandstreifens im Boden auch. Damit wird deutlich, weshalb nicht oder nur schwach adsorptionsfähige Nährstoffe wie Nitrat nicht mehr physikalisch zurückgehalten werden können, sondern nur noch biologisch. Hier kommen die Denitrifikation gerade in nassen Böden in Frage sowie die vom Zwischenfruchtbau her bekannte Verringerung der Nitratverlagerung infolge einer Wasseraufnahme durch die Pflanzenwurzeln (RADERSCHALL und GEBHARDT 1990).

In bislang veröffentlichten Untersuchungen wurden in Bezug auf die Nitratkonzentrationen in Oberflächenabflüssen folgende Retentionsleistungen mitgeteilt: 15 - 45% (DILLAHA et al. 1989), 33 - 73% (KNAUER und MANDER 1989), -54 - 21% (FABIS et al. 1993). MUSCUTT et al. (1993) zitieren 5 weitere Untersuchungen, in denen die Retention für Nitrat durch unterschiedliche Gewässerrandstreifen mit durchschnittlich 90% angegeben werden. OSBORNE und KOVACIC (1993) zitieren 11 andere Autoren, die den Nitratrückhalt mit 10 - 100% beziffern.

Hierbei ist die oben erwähnte Tatsache zu berücksichtigen, daß Nitrat im Boden nur unwesentlich adsorbiert wird und daher die Retentionsleistungen der Gewässerrandstreifen fast ausschließlich auf dem Massenverlust des Oberflächenabflusses beruhen. Werden nicht die Konzentrationsabnahmen, sondern die Massenverluste durch die Berechnung der Frachtenretention betrachtet, so verbessern sich die Nitratrückhalte zum Teil gravierend (36 - 93%; FABIS et al. 1993). Da im allgemeinen nur Messungen zu einem oder wenigen Zeitpunkten nach dem Erosionsereignis stattfanden, sind die angegebenen Werte dennoch mit Vorbehalt zu interpretieren.

Um die reale Langzeit-Retention von Gewässerrandstreifen zu erfassen, müßten Tracer-Experimente durchgeführt werden, die alle Abfließpfade kontinuierlich über lange Zeiträume hin erfassen. Es ist nachvollziehbar, daß die in Versuchen festgestellten Retentionsleistungen umso größer ausfallen werden, je näher die Messungen zum Zeitpunkt der betrachteten erosiven Ereignisse liegen, bzw. je weniger Messungen überhaupt erfolgen. Werden dabei nicht alle Abfließpfade erfaßt, so spiegelt das Ergebnis lediglich die nicht prozeßbezogene Meßstrategie wider (siehe z. B.: KNAUER und MANDER 1989 und die entsprechende Kritik von EGGE 1990). Erst wenn sich die Meßtechnik an den betrachteten Stoffflüssen orientiert und mit diesen synchronisiert wird, sind realistische Werte erhaltbar. Gerade bei den hohen veröffentlichten Nitratretentionen wurde in allen Fällen unterschlagen, daß Nitrat primär nicht im Sommer infolge von Erosionen ausgetragen wird, sondern während der Hauptauswaschungsperiode im Winter nach erfolgter Bodenaufsättigung ausgewaschen wird (PETER 1988; RADERSCHALL 1994).

Die Konzentrationsverminderungen von Ammonium durch unterschiedliche Gewässerrandstreifen sind ebenfalls einer hohen Variabilität unterlegen. DILLAHA et al. (1989) beziffern sie mit 24 - 71% und FABIS et al. (1993) mit -1,5 - 95%.

Auch die Verminderung der Phosphatkonzentrationen variiert sehr stark. DILLAHA et al. (1989) geben sie mit - 53 - 26% an (54 - 80% für Gesamt-P). FABIS et al. (1993) beziffern die Konzentrationsabnahmen von Phosphat durch die Filterstreifen mit 11 - 59%, wobei auch hier die Massenverluste mit 41 - 99% deutlich höher lagen. In der Publikation von MUSCUTT et al. (1993) sind 8 weitere Versuche zitiert, die Phosphatretentionen zwischen 8 und 96% mitteilen. OSBORNE und KOVACIC (1993) zitieren 8 zusätzliche Versuche mit Werten zwischen -114 und 85%. In Kapitel 2.1.3 werden die zitierten Ergebnisse der Retentionsleistungen in Bezug zur Breite der untersuchten Filterstreifen diskutiert.

Es sollte beachtet werden, daß auch negative Werte auftraten, d. h., daß mehr Nährstoffe aus den Filterstreifen ausgewaschen wurden als ihnen mit dem

aktuellen Oberflächenabfluß zugeführt wurde. Dies ist bei den partikelgebundenen Nährstoffen auf Resuspensionseffekte bereits akkumulierter Sedimente zurückzuführen und bei den gelösten Stoffen auf Verdrängungsprozesse der Bodenlösung.

Abschließend kann zusammengefaßt werden, daß der Rückhalt von gelösten Nährstoffen durch Gewässerrandstreifen bisher nicht hinreichend erfaßt wurde und bei einer prozeßangepaßten Meßstrategie sehr viel geringer ausfallen würde als in der Literatur bislang publiziert. Es muß also im Grunde genommen in vielen Fällen lediglich von einer temporären Pufferung der Nährstoffeinträge durch die Gewässerrandstreifen ausgegangen werden, nicht aber von einer echten Eliminierung (FABIS et al. 1993).

2.1.2 Bedeutung der Gewässerrandstreifen für das angrenzende Agrar-Ökosystem

2.1.2.1 Biotop-Funktion für Flora und Fauna

Neben den vielfältigen positiven Auswirkungen von Gewässerrandstreifen auf die angrenzenden Fließgewässer-Ökosysteme erreichen deren Einflüsse auch die benachbarten Agrar-Ökosysteme. Zu den bedeutungsvollsten Wirkungen gehören dabei die durch Gewässerrandstreifen deutlich verbesserten Habitatfunktionen für Flora und Fauna.

Gehölzbewachsene Gewässerrandstreifen bieten nicht nur für die Bäume selbst eine große Anzahl von naturnahen Lebensbedingungen, sondern auch für Sträucher, Kräuter, Gräser, Farne, Pilze, Moose und Flechten. Bis zu 40% der einheimischen Flora (inklusive vieler Arten der Roten Liste) können gut strukturierte Gewässerrandstreifen beherbergen (SCHLÜTER 1990). Je abwechslungsreicher die Ufervegetation strukturiert ist, desto größer wird die Anzahl der sich etablierenden Pflanzengesellschaften werden. Solange noch die Keimzellen eines großen Artenpotentials in den Beständen oder deren Umgebung vorhanden sind, werden sie nach einer ökologisch gestalteten Ausweitung der Gewässerrandstreifen in diese einwandern (TESCH 1991). NIEHOFF et al. (1991) bestätigten eine anwachsende Artenvielfalt nach einer ökologisch orientierten Ufergestaltung der Oker.

Nach ökologischen Kriterien gestaltete Gewässerrandstreifen locken mit ihrer Vielfalt an Lebensräumen natürlich auch eine breite Fauna an. Dabei bieten sie den Insekten (v. a. Laufkäfer, Libellen und Heuschrecken) sowie Weich- und Wirbeltieren wichtige Teil- und Hauptlebensräume. Sie können für die Insekten tageszeitliche Lebensräume bieten, den Säugetieren Aktionszentren der Nahrungsaufnahme und Unterschlupf bereitstellen sowie Überwinterungsquartiere sein (SCHLÜTER 1990). Von der Avifauna werden sie als Sing- und Ansitzwarte sowie als Nistplatz genutzt.

Eine ökologisch sinnvoll gestaltete Ufervegetation begünstigt im allgemeinen Nutzorganismen stärker als Ackerschädlinge, so daß ihnen von vielen Autoren zusätzlich auch eine Bedeutung für die Belange des integrierten Pflanzenschutzes zukommt (WINKELHAUSEN 1988; CORNELSEN et al. 1993). Insgesamt weisen gut strukturierte Gewässerrandstreifen aufgrund ihrer Vielfalt hervorragende Funktionen als Biotop für die natürliche und standorttypische Flora und Fauna auf und tragen damit einen deutlichen Teil zur Aufwertung der ganzen Region bei.

2.1.2.2 Unterstützung der Biotopvernetzung

Sowohl mit Gehölzen, Hochstauden als auch mit Gräsern und Kräutern bewachsene Gewässerrandstreifen können als Vernetzungselemente des Biotopverbundes weiter auseinanderliegende Biotope miteinander verbinden und damit den natürlichen Artenaustausch bereichern (SCHLÜTER 1990).

Die agrartechnisch begründete Umgestaltung der Landschaften zerschneidet große zusammenhängende Biotope mit den Folgen der Artenverarmung und des Artenrückganges. Für die Ausbreitung vieler Pflanzen und Tiere naturnaher Biotope stellen die Intensivnutzungsflächen kaum überwindbare Barrieren dar (CORNELSEN et al. 1993). Wegen dieser Zusammenhänge wurde im Dezember 1992 von der Europäischen Gemeinschaft die Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie mit der Forderung verabschiedet, in ganz Europa ein netzartiges System von verschiedenen Lebensräumen für Pflanzen und Tiere zu schaffen (ZELTNER und GEMPERLEIN 1994).

Weitgehend ausgeräumte Intensivnutzungsgebiete sollen durch die Schaffung kleinerer naturnaher Landschaftselemente in ihrer Wirkung als Ausbreitungsbarriere entschärft und lebensfreundlicher gestaltet werden. Gewässerrandstreifen können dabei neben Gehölzstreifen des Landesinneren, Knicks, Wald-, Knick- und Ufersäumen als lineare Biotoptypen fungieren, kleinere Sukzessionsflächen als einzelne „Trittsteine“ für wandernde Tiere.

Bei der Planung von Gewässerrandstreifen im Hinblick auf die Vernetzung des Biotopverbundes sollte beachtet werden, daß die neu zu gestaltenden Vegetationen dem gleichen Typ angehören, wie die zu vernetzenden Biotope, wenn sie eine Verbindungsfunktion ausüben sollen. In Abhängigkeit vom Bewegungs- und Fortpflanzungstyp der betrachteten Spezies können Waldstücke, Feldgehölze, Hecken und Gebüsche im allgemeinen nur durch ebenfalls gehölz- bzw. gebüschbewachsene Gewässerrandstreifen wirkungsvoll miteinander verbunden werden, extensiv genutzte Grünland- und Brachflächen nur durch Gräser/Kräuter-Gewässerrandstreifen (SCHLÜTER 1990; CORNELSEN et al. 1993).

Neben der Vegetation des Uferstreifens können insbesondere auch unterschiedliche Bodenfeuchtever-

hältnisse als Ausbreitungsbarriere wirken (SCHLÜTER 1990; CORNELSEN et al. 1993). Die Autoren weisen auch ausdrücklich darauf hin, daß isoliert angelegte Gewässerrandstreifen als direkte, verbindende Ausbreitungskorridore ausscheiden und nur im Grünlandverbund deutliche Artenwanderungen begünstigen.

Werden Gewässerrandstreifen ähnlich gestaltet wie die angrenzenden Biotope und schließen an diese an, so können sie deutliche Beiträge zur Biotopvernetzung liefern und dadurch der agrarnutzungsbedingten Biotopzerschneidung entgegenwirken.

2.1.2.3 Verringerung der Stoffverluste infolge Wind- und Wassererosion

In ähnlicher Art und Weise, in der gehölzbewachsene Gewässerrandstreifen in der Lage sind, die oberirdischen Gewässer vor direkten Einträgen aus der Wind- und Wassererosion zu bewahren, erstreckt sich einerseits deren Windschutzwirkung auch auf die angrenzenden Agrarflächen und andererseits kann abgetragenes Bodenmaterial, wenn dieses in großen Mengen vor den Uferstreifen sedimentierte, ggf. wieder auf die Ackerflächen zurückgeführt werden.

Auf die hohen Bodenverluste infolge einzelner Wind- und Wassererosionsereignisse wurde bereits in den Kap. 2.2.1.2 und 2.2.1.7 eingegangen. NEEMANN et al. (1991) quantifizierten die Nährstoffverluste nach einem einzigen Winderosionsereignis an vier norddeutschen Standorten auf bis zu 160 kg N, 250 kg P₂O₅, 240 kg K₂O, 210 kg MgO sowie 640 kg CaO je Hektar. Diese Beispiele unterstreichen deutlich die Notwendigkeit von flächendeckenden und wirkungsvollen Bodenschutzmaßnahmen.

Da sich die Windschutzwirkung von Ufergehölzen nicht nur auf die betreffenden Gewässer beschränkt, können abgestufte Gewässerrandstreifen als Elemente eines Windschutzrasters eingesetzt werden, wenn diese in der Haupt-Windrichtung liegen. Die Ufergehölze sollten hierbei keine scharfen Lücken aufweisen (abschnittsweiser Kahlschlag etc.), da sich sonst eine Düsenwirkung einstellen kann, in deren Bereich die Erosionsgefahr infolge der erhöhten Windgeschwindigkeiten noch größer würde als auf den freien Flächen (KRAUS, 1984).

Bei intensiver Pflanzenproduktion mit einem hohen Fahrspuranteil erfolgt der Oberflächenabfluß allgemein gebündelt und kann durch Gewässerrandstreifen nicht mehr wesentlich eingeschränkt werden. Hier muß ein flächenhafter Schutz vor Oberflächenabfluß- und Bodenabtragsbildung einsetzen. Eine Bodenbedeckung mit mehr als 2 t Trockenmasse aus Pflanzenrückständen pro Hektar ist auf allen Standorten zu realisieren und schützt den Boden sicher vor Abträgen (FRIELINGHAUS et al. 1992). In bestimmten Fällen können auch hangparallel angelegte Konturgrasstreifen auf den erosionsgefährdeten Ackerflächen einen

sinnvollen, ergänzenden Schutz vor Bodenabträgen während der Hauptvegetationszeit ermöglichen (SAUPE 1991).

Je nach Standortbedingungen, der sich hieraus ergebenden Haupt-Belastungspfade und der Ausgestaltung der Gewässerrandstreifen können diese auch die Bodenverluste der angrenzenden Ackerflächen infolge Wind- und Wassererosionen vermindern.

2.1.2.4 Einfluß auf das Mikroklima und landschaftsästhetische Aspekte

Ähnlich ihrem Einfluß auf die Fließgewässer-Ökosysteme üben die Gehölze der Uferstreifen auch einen Einfluß auf das Kleinklima der angrenzenden Agrarflächen aus. Ihre Wirkung als Windschutz sowie als beschattendes Landschaftselement überprägen die Klimafaktoren Licht, Temperatur, Boden- und Luftfeuchte im Nahbereich (WINKELHAUSEN 1988).

Auf diese Weise entstehen kleinräumige Standortunterschiede, die in hohem Maße expositionsabhängig sind (ähnlich denen in der Nähe von Feldrainen). Noch ausgeprägter als auf der Luvseite der Gehölze, erhöhen sich leeseitig die Taubildung, der Niederschlag und die Bodenfeuchte, während gleichzeitig die Boden- und Lufttemperatur sowie die Verdunstung und Windgeschwindigkeit absinken (siehe Abb. 8).

In einem Bayerischen Großversuch wurden auf einem humosen Sandboden hinter einer 8 m hohen Hecke durchschnittliche Ertragssteigerungen verschiedener Ackerkulturen von 20% im Bereich von 0 - 300 m hinter der Hecke beobachtet (KRAUS 1984). Die größte Ertragssteigerung lag dabei in 0 - 100 m Entfernung. Wie WINKELHAUSEN (1988) dazu schreibt, beruhen die ertragssteigernden Wirkungen der Anpflanzungen in erster Linie auf einer Verbesserung der Wasserversorgung und dürften sich deshalb gerade im niederschlagsarmen Brandenburg positiv auswirken.

Die von Ufergehölzen ausgehenden ertragssupprimierenden Wirkungen, wie Beschattung, Wurzelkonkurrenz um Nährstoffe und Wasser sowie eventuell ein erhöhtes Infektionsrisiko durch Pilzkrankungen infolge höherer Luftfeuchtigkeit können durch einen abgestuften Aufbau der Gewässerrandstreifen (mit ausreichend bemessener Gräserpufferzone) weitgehend abgefangen werden (WINKELHAUSEN 1988).

Schließlich soll auch noch der landschaftsästhetische Aspekt erwähnt werden, wenn naturnahe, abwechslungsreiche Gewässerrandstreifen das durch die heutige Agrarnutzung monotonisierte Landschaftsbild auflockern (SCHULTZ-WILDELAU et al. 1990; KRAUS 1994). Hier bedarf es keiner besonderen Untersuchungen, um die landschaftliche Schönheit zu erfassen, die sich bei entsprechend gestalteten Gewässerrandstreifen dem Betrachter eröffnet.

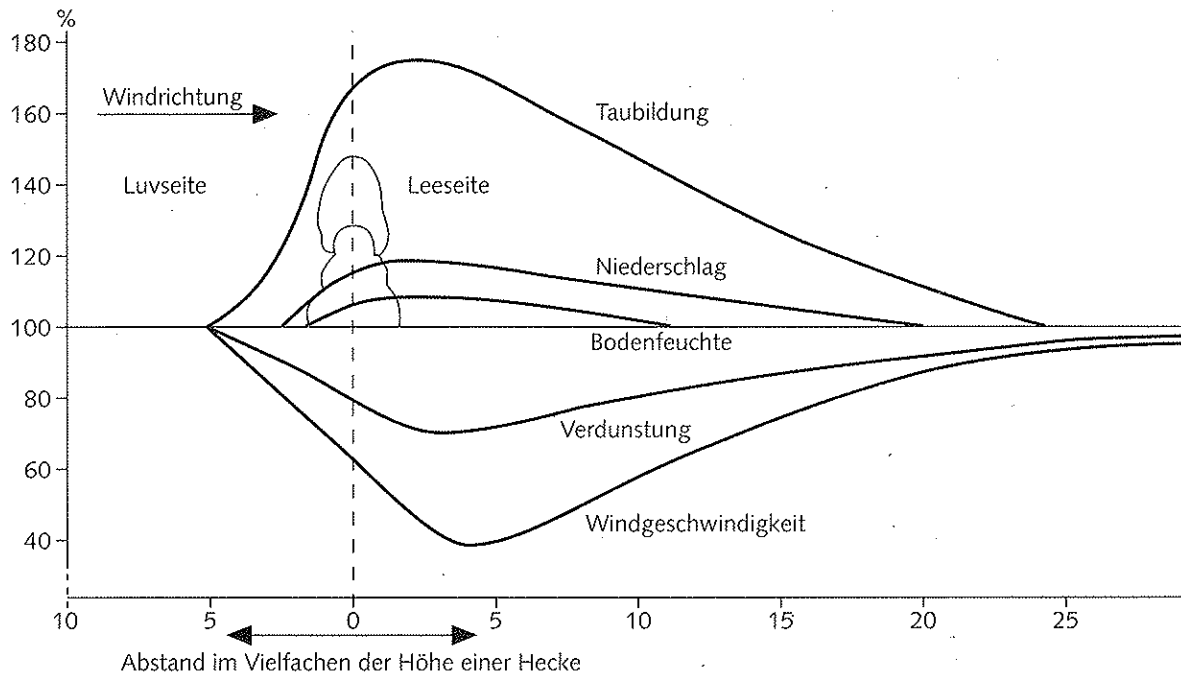


Abb. 8: Wirkung einer streifenförmigen Gehölzpflanzung auf das Kleinklima der Umgebung (aus: KRAUS 1984)

2.1.3 Kritische Bewertung der von Gewässerrandstreifen ausgehenden Wirkungen für die Praxis

Von den zahlreichen erwähnten und positiv zu bewertenden Wirkungen, welche Gewässerrandstreifen auf die dazugehörigen Fließgewässer sowie gegebenenfalls auch auf die angrenzenden Agrarflächen ausüben vermögen, können sich am konkreten Standort in der Praxis verständlicherweise nicht alle gleichzeitig und in voller Höhe entfalten.

Zum Beispiel kann eine effektive **Distanzfunktion** von den Gewässerrandstreifen nur dann ausgehen, wenn sie eine Mindesthöhe von 1,5 m erreichen, um die landwirtschaftlichen Maschinen - insbesondere deren Dünger- und Spritzmittelverteilerarme - sowie Weidetiere und Menschen von den Gewässern fernzuhalten (BACH, pers. Mitt. 1994). Hierbei muß die Vegetation eine ausreichende mechanische Stabilität und Breite aufweisen, wenn sie von den Nutzern als räumliches Hindernis akzeptiert werden soll. Um eine Distanzfunktion gegenüber der Verdriftung von Pflanzenbehandlungsmitteln zu erreichen, muß die Ufervegetation einerseits eine Mindestbreite von ca. 12 - 20 m aufweisen (siehe Kap. 2.1.1.1) und andererseits möglichst dicht stehen, um Durchwehungen zu verhindern, wie sie in schmalen Gehölzstreifen ohne Unterwuchs auftreten.

Von daher bieten reine Gras/Kräuterstreifen an Gewässern keinen ausreichenden Schutz vor Direktinträgen aus der anthropogenen Nutzung. Eine wirkungsvolle Distanzfunktion kann nur mit ausreichend bemessenen Strauch- und Gehölzstreifen erreicht werden.

Auch eine spürbare **Windschutzwirkung** kann von den Gewässerrandstreifen nur dann ausgehen, wenn sich diese durch eine möglichst hohe und dichte Vegetation auszeichnen (siehe Kap. 2.1.1.2). Erst wenn die bodennahen Winde in den Gewässerrandstreifen auf eine große Anzahl von Widerständen stoßen, werden auch die hohen erosiven Windgeschwindigkeiten vermindert. Diesbezüglich kann weder von flachen Gras/Kräuterstreifen, noch von isoliert stehenden Pappelreihen ein hinreichender Schutz der Gewässer vor Stoffeinträgen durch erosive Winde gewährleistet werden.

Die Vegetation der Gewässerrandstreifen unterstützt den **Uferschutz** sehr effektiv, wenn sich diese vielfältig und artgerecht etablieren kann. Während hierbei von Gras/Kräuterbeständen ein guter Schutz besonders der ufernahen Bodenoberflächen zu erwarten ist, verankern Erlenbestände die Uferböschungen sehr tiefgründig (Kap. 2.1.1.3). Damit hängt die zweckdienlichste Bepflanzung der Gewässerränder von den zu erwartenden Strömungsintensitäten im Gewässer und dem Erosionspotential des nahen Einzugsgebietes ab.

Von der Höhe und Exposition der Ufervegetationen ist auch deren **Beschattung** der angrenzenden Gewässer abhängig. So haben Gehölzstreifen, die an den Nordufern hiesiger Gewässerabschnitte stehen, keinerlei Beschattungsfunktion für die Gewässer. Synchron zum tages- und jahreszeitabhängigen Sonnenstand variiert auch der Schattenwurf der Ufervegetation, so daß deren beschattende Wirkung im zeitlichen Mittel nur bei kleinen Fließgewässern bis 8 m Wasserspiegelbreite zum Tragen kommt (siehe Kap. 2.1.1.4). Bei Seen kann die Ufervegetation verständlicherweise nur den Uferbereich beschatten und dessen Licht- und

Wärmehaushalt dämpfen. Allgemein beschatten niedrige oder lückenhafte Ufervegetationen die Gewässeroberflächen auch nur entsprechend unzureichend.

Habitatfunktionen für die aquatischen Lebensgemeinschaften können nur von Gewässerrandstreifen ausgehen, deren Vegetation die Flüsse und Seen beschattet und/oder mit ihren Wurzeln in die Gewässerkörper hineinreicht (Kap. 2.1.1.5). Dementsprechend können von den Gewässerrandstreifen auch nur in denjenigen Fällen positive Auswirkungen auf die **Strömungsdynamik und die Selbstreinigung** der Gewässer erwartet werden, in denen die Ufervegetation bis in die Gewässerkörper hineingewachsen ist (Kap. 2.1.1.6).

In welchem Umfang von Gewässerrandstreifen ein **Sedimentrückhalt** zu erwarten ist, hängt nicht nur von deren Ausgestaltung ab, sondern in hohem Maße auch von den erosionsbeeinflussenden Bedingungen im angrenzenden Einzugsgebiet (Hangneigungen und -längen, Bodenarten und -nutzungen, Bodenbedeckungsgrade, Niederschlagsintensitäten und -verteilungen sowie Meso- und Makrorelief und den hieraus resultierenden Sedimentfrachten; siehe Kap. 2.1.1.7).

Die tatsächliche Retentionsleistung von Gewässerrandstreifen für Sedimente kann durch Makroporen, die von der Bodenoberfläche in Richtung Gewässer

verlaufen und dort wieder aus dem Bodenkörper austreten, erheblich eingeschränkt werden (Bypass-Effekt, siehe Abb. 9 und FABIS et al., 1993). In Tracerexperimenten fanden FABIS et al. (1993) Hinweise auf eine Konzentrierung des Abflusses in Gewässerrandstreifen bereits auf dem ersten Meter Fließstrecke in wenigen, bevorzugten Abflußbahnen. Das flächenhaft eingeleitete Wasser konzentrierte sich aufgrund des Mikroreliefs sowie der Querneigung in den Uferstreifen sehr schnell, was eine Verringerung der Kontaktzeiten und -flächen zwischen dem zugeführten Wasser und den Bodenpartikeln zur Folge hatte und dadurch die Retentionsleistung der Uferstreifen maßgeblich einschränkte.

Die aus diesen Ergebnissen abgeleitete Forderung nach einem filmartigen, flächenhaften Übertritt des Oberflächenabflusses in den Gewässerrandstreifen sollte jedoch nicht zu einer zu feinen Bearbeitung der Böden animieren, da ein zu glattes Relief die Abfluggeschwindigkeit erhöhen kann. Wie die aktuellen Laborversuche von RUDOLPH et al. (1994) zeigten, nimmt der Oberflächenabfluß mit kleiner werdendem Mikrorelief der Bodenoberfläche sowie steigender Anfangsbodenfeuchte zu (Abb. 10):

Ebenso sind trotz momentan guter Retentionsleistung langfristig Anhäufungen des sedimentierten Materials möglich, zu deren Umfließung die weiteren Oberflächenabflüsse Gerinne bilden und dann ungefiltert



Abb. 9: Transportpfade von Niederschlagswasser im gewässernahen Boden (incl. Bypass-Effekt)

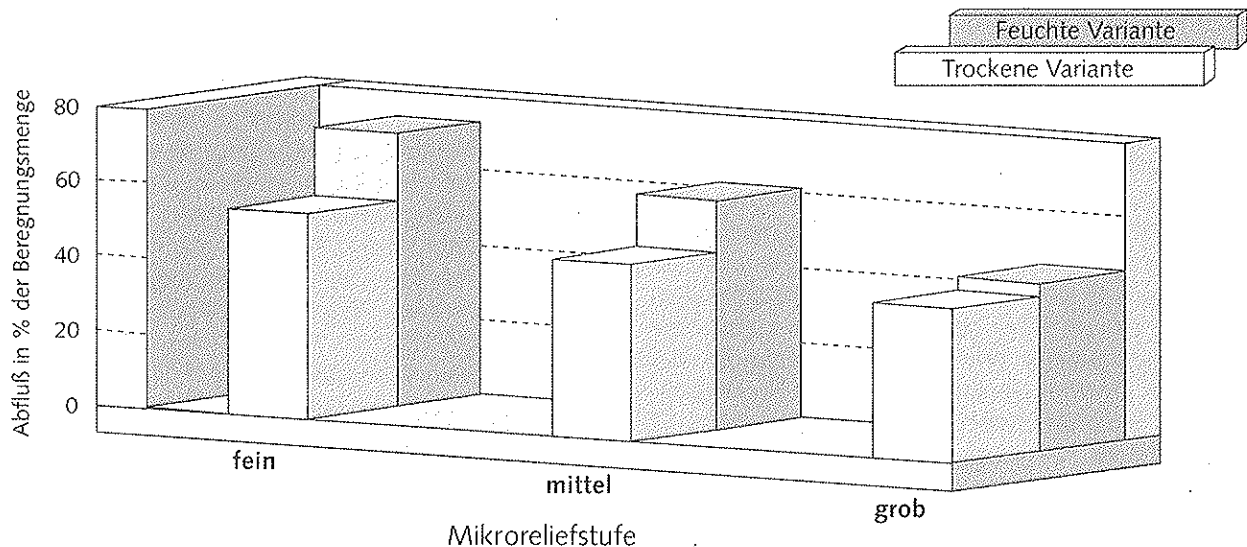


Abb. 10: Gemittelter Gesamtabfluß bei drei Bodenarten in Prozent der Beregnungsmenge bei verschiedenen Anfangsbodenfeuchten und Mikroreliefstufen (nach Daten aus: RUDOLPH et al. 1994).

bis in das Gewässer vordringen können (DILLAHA et al. 1989; FABIS et al. 1993). Wird das sedimentierte Material nicht durchbrochen, so sind langfristig auch weitere Verlagerungen der Sedimente mit weiteren Oberflächenabflüssen möglich (DILLAHA et al. 1989; FABIS et al. 1993; OSBORNE und KOVACIC 1993). Bei Inspektionen von 18 in der landwirtschaftlichen Praxis existierenden Gewässerrandstreifen in Virginia wurde dieses Nachlassen der Sedimentretention nach einigen Jahren beobachtet und dokumentiert (DILLAHA et al. 1989). Infolge der erwähnten Effekte kann sich der Sedimentrückhalt durch Gewässerrandstreifen mit der Zeit verringern, wenn diese nicht diesbezüglich unterhalten und ausgebessert werden.

Für kleinste Partikel, wie den nähr- und schadstoffbelasteten Tonmineralen und Humuspartikeln, können Gewässerrandstreifen aufgrund des Suspensionseffektes nicht immer eine ausreichende Retentionsmöglichkeit bieten. Die Retentionsleistung für kleinste Partikel ist an ein gleichmäßiges, flaches Relief ohne bevorzugte Abflußbahnen gebunden. Damit ist bei hohen Niederschlagsmengen eine Schutzwirkung für die Gewässer oft nur für die Einträge größerer Bodenpartikel gegeben.

Weiter hängt die Fähigkeit der Gewässerrandstreifen zur Verminderung der Sedimenteinträge in die Oberflächengewässer auch von deren Vegetationsart und -aufbau ab. In Versuchen wurden in Grasfilterstreifen häufig bessere Retentionsleistungen für Sedimente beobachtet als in Gehölzstreifen ohne besonderen Unterwuchs (DILLAHA et al. 1989; FABIS et al. 1993; MUSCUTT et al. 1993; OSBORNE und KOVACIC 1993).

Da Kleinstgräben bei Starkregenereignissen ebenfalls in bedeutendem Umfang fluten und dadurch die Sedimente aus deren Gewässerbetten erodieren, sollten diese zum Schutz der nachfolgenden Gewässer be-

grünt und ggf. mit kleinen Stauwehren versehen werden (BACH, pers. Mitt. 1994).

Was den **Nährstoffrückhalt** durch Gewässerrandstreifen anbelangt, so sind die bisher publizierten Ergebnisse noch divergierender als bei der Retention von Sedimenten (siehe Kap. 2.1.1.8). Für diejenigen Nährstoffe, welche die Ackerkrume via Zwischenabfluß, Grundwasserzufluß oder Dränung verlassen, bieten Gewässerrandstreifen keine Möglichkeit zu deren Rückhalt mehr an. Von daher gilt auch hier, daß bei zu hohen Nährstoffeinträgen in die Fließgewässer der Gewässerschutz im Einzugsgebiet auf der Fläche ansetzen muß.

Adsorbierbare Ionen wie Ammonium und Phosphat können, sofern sie mit dem Oberflächenabfluß in die Gewässerrandstreifen eingetragen werden, in den betreffenden Böden festgelegt werden. Da es sich hier aber um Einflüsse auf die bodentypischen Adsorptions/Desorptionsgleichgewichte handelt, stellen auch diese Prozesse keine dauerhaft wirksame Entsorgungsmöglichkeit für die Nährstoffausträge aus der landwirtschaftlichen Nutzung dar und können unter bestimmten Bedingungen (pH-Wert-Absenkungen, Absättigung der Austauscher in leichten Böden) wieder in Lösung gehen und damit der Auswaschung unterliegen (RADERSCHALL 1994).

Für den Nährstoffrückhalt durch Gewässerrandstreifen sind ein gleichmäßiges, weitgehend ebenes Relief sowie eine nicht zu dichte Vegetation von hoher Bedeutung, um möglichst großen Mengen des Oberflächenabflusses eine Infiltration in den Boden zu ermöglichen. Im Bodenkörper können gelöste Nährstoffe dann von den Bodenmikroorganismen verstoffwechselt oder von den Pflanzenwurzeln aufgenommen werden. Die nicht von der Biozonose verwerteten oder wieder von ihr ausgeschiedenen Nährstoffe unterliegen danach wieder den weiteren Auswa-

schungsprozessen. Deshalb ist ein dauerhafter Nährstoffrückhalt durch Gewässerrandstreifen kaum zu realisieren (BACH, pers. Mitt. 1994). Langfristig betrachtet sind lediglich eher Nährstoffretardationen zu erwarten als bedeutende Retentionen.

BACH et al. (1994 a und c) kartierten rd. 4.800 bereits vorhandene Uferstreifen im Mittelgebirgsraum auf einer Länge von 414 km und kamen zu dem Ergebnis, daß die bisherige Praxis von in Breite und Struktur unzureichenden Gewässerrandstreifen keine wesentlichen Beiträge zur Verminderung diffuser Gewässerbelastungen leisten kann. Diese Ergebnis unterstreicht die Notwendigkeit von standortspezifisch geplanten Gewässerrandstreifen einer Mindestbreite von im allgemeinen 10 - 20 m, um die Gewässergüte spürbar verbessern zu können.

Weiter dürfen bei der Bewertung des Nährstoffrückhalte-Potentials die Auswirkungen der Ufervegetationen auf die Gewässer und ihre Makrophyten nicht unbeachtet bleiben. Während auf der einen Seite der Laubfall einen nicht unerheblichen Nährstoffeintrag in die Gewässer bedeuten kann, führt die Beschattung des Gewässers durch die Unterdrückung des Makrophytenwachstums auf der anderen Seite auch indirekt zu einer Verminderung der Selbstreinigung durch Nährstoffaufnahme der Wasservegetation. Insofern ist die Balance zwischen der Förderung von lichtabsorbierenden Ufergehölzen und einer starken Gewässerkräuterung zu beachten

Es besteht zur Zeit noch ein hoher Forschungsbedarf darüber, welchen Einfluß der Aufbau von Gewässerrandstreifen auf deren kurz- und langfristigen Nährstoffrückhalt ausübt und wie deren Gestaltung ausfallen sollte, um die besten Ergebnisse zu liefern (siehe Kap. 7.2.3).

Umfassende **Biotop-Funktionen für Flora und Fauna** der angrenzenden Agrarflächen können nur entsprechend vielfältig und naturnah gestaltete Gewässerrandstreifen übernehmen. Reine, speziell für den Sedimentrückhalt optimierte Grasfilterstreifen bieten nur einer rasentypischen Lebensgemeinschaft ausreichende Habitatbedingungen. In Kap. 2.1.2.2 wurde bereits erwähnt, daß von Gewässerrandstreifen nur dann eine **Unterstützung der Biotopvernetzung** erwartet werden kann, wenn diese ähnlich aufgebaut sind wie die zu vernetzenden Biotope und auch direkt an jene anschließen. Bei dem Versuch, zwei Gehölzbiotope durch einen reinen Grünlandstreifen miteinander verbinden zu wollen, kamen CORNELSEN et al. (1993) zu dem naheliegenden Ergebnis, daß nur 8% der untersuchten Arten den Grünlanduferstreifen als Verbindungselement nutzen konnten.

Für die angrenzenden landwirtschaftlichen Nutzungsfelder bieten Gewässerrandstreifen nur dann eine weitere Möglichkeit zur **Verringerung der Stoffverluste infolge Wind- und Wassererosion**, wenn sie auch dementsprechend aufgebaut sind. So kann erodieren-

des Bodenmaterial nur in denjenigen Fällen aufgefangen und für eine spätere Rückführung auf die Herkunftsflächen bereitgehalten werden, wenn den Gewässerrandstreifen Wälle oder Furchen vorgelagert worden sind. Daß ein Windschutz für die benachbarten Flächen nur von höheren und dichten Vegetationsbeständen an den Ufern ausgehen kann, ist leicht nachvollziehbar.

Einen spürbaren und positiven **Einfluß auf das Mikroklima** üben nur abgestuft strukturierte Gewässerrandstreifen aus, die aus einem Gehölzsaum, einem Stauden-/Kräuterbereich sowie einer vorgelagerten Gras/Kräuterzone bestehen. Von monotonen, isolierten Grasfilterstreifen können in dieser Hinsicht keine bedeutenden Effekte erwartet werden. Entsprechend kann die **Ästhetik der Landschaften** eine Bereicherung eher von naturnahen, abwechslungsreich strukturierten Gewässerrandstreifen erfahren als von monotonen Elementen.

Es soll nicht unerwähnt bleiben, daß die meisten Funktionen der Gewässerrandstreifen nicht nur für oberirdische Fließgewässer gelten, sondern auch für die **Stillgewässer**. Lediglich die Bereiche Beschattung und Einfluß auf die Strömungsdynamik sind in durchschnittlich großen Stillgewässern nur noch für den Uferbereich von Bedeutung. Eine Unterstützung der Biotopvernetzung kann, wie bereits erläutert, nur von zusammenhängenden Biotopen erfolgen - gilt also nur bei verbundenen, nicht jedoch bei isolierten Seen. Von daher bietet ein auf das Land Brandenburg abgestimmtes Gewässerrandstreifenprogramm nicht nur für seine Flüsse, sondern auch für die vielen Seen und Flußseen eine große Bandbreite von ökologisch wertvollen Funktionen.

Die Verflechtung der einzelnen Wirkungsspektren zeigt deutlich, daß die Planung und Einrichtung von Gewässerrandstreifen mit der Sanierung der Gewässer und teilweise auch mit einer Nutzungsumstellung im Einzugsgebiet gekoppelt werden muß, um spürbare sowie nachhaltige Verbesserungen zu erreichen.

2.2 Ökonomische und juristische Aspekte bei der Anlage und Pflege der Gewässerrandstreifen

Gewässerrandstreifen können nur dann ökonomisch vertretbar sein, wenn sie einerseits einen erheblichen Vorteil und eine deutliche Verbesserung für den Naturhaushalt des gesamten Gewässers erbringen und andererseits die Notwendigkeit von Unterhaltungsmaßnahmen minimieren, deren Durchführbarkeit aber nicht wesentlich behindern (FRH. v. STEINAECKER 1994). In diesem Zusammenhang würde eine Minimalunterhaltung, wie in Kap. 2.3.2.2 beschrieben als möglicher Weg an Bedeutung gewinnen.

Häufig liegen die Unterhaltungskosten für ökologisch orientierte Ufergestaltungen in den ersten 2-3 Jahren über denjenigen eines konventionellen Uferausbaues, fallen dann aber langfristig unter die Höhe der Standardkosten ab (NIEHOFF et al. 1990). Hier kann durch eine entsprechend ausgerichtete Planung der Ufergestaltung noch ein größerer Anteil an lohnintensiven Arbeiten und Pflanzungskosten eingespart werden. Allgemein gilt, daß die Unterhaltungskosten mit steigender Naturnähe der Gewässerrandstreifen immer geringer werden. Es sollte dabei aber eine ausreichende Zugänglichkeit für die Arbeiten gewährleistet werden, da die Unterhaltungskosten sonst wieder stark ansteigen können (NIEHOFF et al. 1990).

Neben erheblichen Kosten für eventuelle (Rück)baumaßnahmen und umfangreiche Initialpflanzungen fällt der größte Finanzbedarf für den Ankauf oder die Pacht der gewässernahen Flächen an. Bei 10 m breiten Streifen an beiden Ufern eines Gewässers entsteht pro laufenden Flußkilometer ein Flächenbedarf von 2 ha. Von daher sind bei der Planung neben den Haupt-Problembereichen auch diejenigen Gewässerabschnitte zu lokalisieren, an denen die Anlage von Gewässerrandstreifen entfallen kann (z. B. wenn in absehbarer Zeit größere Teile des Einzugsgebietes aus der Intensivnutzung herausgenommen oder eine Auenlandschaft entwickelt werden soll).

Gewässerrandstreifen können in den Landeswassergesetzgebungen prinzipiell über zwei Wege eingerichtet werden. Einerseits können 5 - 10 m breite Uferbereiche als eine Art Schutzzone für das Gewässer festgeschrieben werden, für welche dann Auflagen für die Nutzung von den jeweiligen Grundstückseigentümern einzuhalten sind (FRH. v. STEINAECKER 1994). Diese Beschränkungen bewegen sich im Bereich der „Sozialbindung des Eigentums“ und sind damit zwar grundsätzlich nicht ausgleichs- oder entschädigungspflichtig, ermöglichen dafür aber aus ökologischer Sicht auch keine ausreichenden Maßnahmen/Unterlassungen. Weiterreichende Auflagen müssen verständlicherweise über Ausgleichszahlungen bzw. Entschädigungen durchgesetzt werden.

Kommt es infolge einer renaturierungsbedingten Strömungsdynamisierung der Fließgewässer zu Uferabbrüchen und damit zu Eigentumsverlusten, so haben die betroffenen Grundstückseigentümer trotz der Auflagen das „Recht zur Wiederherstellung des früheren Zustandes“, was massive Interessenskonflikte verursachen kann (FRH. v. STEINAECKER 1994). Hier sollten in den gesetzlichen Auflagen vorab klare und faire Lösungen angeboten werden.

Praktische Erfahrungen in Hessen zeigten, daß die Landeswassergesetzgebungen wirkungsvolle Kontrollmöglichkeiten der Nutzung von Gewässerrandstreifen beinhalten müssen, da immer wieder massive Mißachtungen der Nutzungsaufgaben sowie bewußte Zerstörungen der Anpflanzungen von seiten einzelner

Landwirte erfolgten (BACH, pers. Mitt. 1994). Bei Nichteinhaltung der Auflagen stellt die sofortige Verhängung von gesetzlich verankerten Ordnungswidrigkeiten in empfindlicher Höhe zwar keine glückliche, doch eine sehr wirkungsvolle Maßnahme zur Durchsetzung des Gewässerschutzes dar. Kosten einer eventuellen Wiederbepflanzung sollten per Gesetz dem Verursacher angelastet werden.

Bei Eigentumserwerb und Pacht ist primär darauf zu achten, daß kein dritter Eigentumsstreifen geschaffen werden sollte, d. h. daß der Eigentümer des Gewässerbettes auch dessen Randstreifen erwerben oder pachten sollte, um Nutzungs- bzw. Pflegekonflikte zu vermeiden (FRH. v. STEINAECKER 1994). Die weiteren juristischen Aspekte, die bei Erwerb und Pacht von Gewässerrandstreifen zu beachten sind, können in der Publikation von FRH. v. STEINAECKER (1994) eingesehen werden und sollten von den landesbeauftragten Juristen diskutiert werden.

2.3 Aufbau und Pflege von Gewässerrandstreifen

2.3.1 Aufbau

2.3.1.1 Zonierung und Vegetationstypen

Die Vielfalt der in Kapitel 2.1 diskutierten Funktionen zeigt, daß nur von standortspezifisch differenziert und zielorientiert aufgebauten Gewässerrandstreifen die größte Summe an positiven Auswirkungen auf die angrenzenden Gewässer- und Agrar-Ökosysteme zu erwarten ist. Monotonie in der Gestaltung der Uferstreifen produziert wiederum Monotonie in der Landschaft und schränkt die Wirkungsbreite der Gewässerrandstreifen stark ein.

Werden dagegen in sonst intakten Auen ausschließlich die Windschutzwirkung oder die Gewässerbeschattung gefordert, so reichen reine Ufergehölzstreifen hierfür aus. Wenn nur der Sediment- und Nährstoffrückhalt im Mittelpunkt der Betrachtungen steht, so können auch isolierte Grasfilterstreifen diese Funktionen erfüllen.

Differenziert aufgebaute Gewässerrandstreifen, die die größte Summe an Systemverbesserungen für gewässerstrukturierte Landschaften ermöglichen, bestehen im allgemeinen aus drei Bereichen (Abb. 11): einem Ufergehölzstreifen, der (soweit möglich) bis zur Mittelwasserlinie des Gewässers reichen sollte, einem sich landseitig anschließenden Stauden- oder Krautbereich sowie einer Pufferzone zum restlichen Einzugsgebiet hin.

In Überschwemmungsregionen werden andere Anforderungen an die Gewässerrandstreifen gestellt als in nicht überschwemmungsgefährdeten. Während in den zeitweise überschwemmten Auen Gewässerrandstreifen eher als flächenintensive, aber weniger struk-

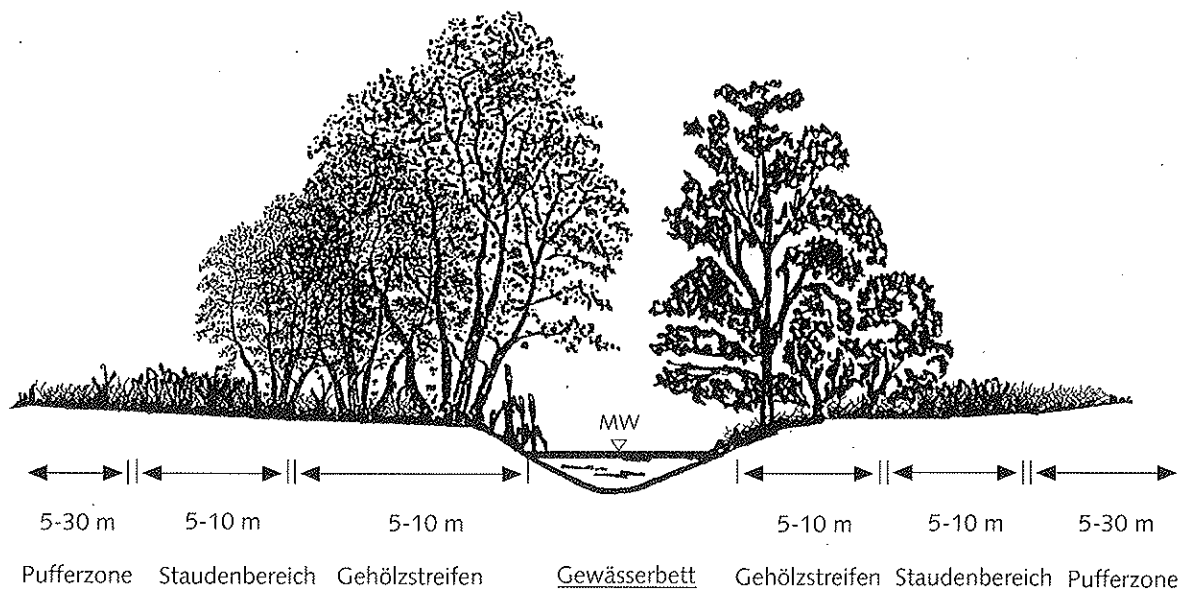


Abb. 11: Typische Zonierung von strukturierten Gewässerrandstreifen

turierte Zonen in Frage kommen, stellt in den kolluvialen Regionen, bedingt durch die angrenzenden landwirtschaftlichen Nutzflächen, eine hohe Strukturierung bei geringem Flächenbedarf das Ziel dar (KRAMBECK 1990). In beiden Fällen kann eine Ausdehnung der Gewässerschutzzonen auf das ganze, oberirdisch wirksame Einzugsgebiet notwendig werden.

Zwar propagieren viele Autoren sehr abwechslungsreich gestaltete Gewässerrandstreifen (ANSELM 1990; BONGARTZ et al. 1990; SCHLÜTER 1990; SÖHNGEN 1990; KRAUS 1994), jedoch können unterbrochene Vegetationsbänder Zielkonflikte mit anderen Bereichen auslösen. So sind lückenhafte Gewässerrandstreifen im Hinblick auf sämtliche in Kap. 2.1 diskutierten Funktionen weniger leistungsfähig als durchgängige Bänder. Für einige Funktionen können lückenhafte Ufervegetationen sogar negative Auswirkungen entwickeln (Kap. 2.1.1.3).

Die konkrete Planung und Gestaltung der Gewässerrandstreifen sollte sich daher eng an den Ergebnissen einer Standortanalyse orientieren, durch die eine Prioritätenfolge der wichtigsten geforderten Funktionen aufgestellt und hieraus eine umsetzungsfähige Planung erarbeitet werden kann. Es ist bei der Gestaltungsplanung dringend davon abzuraten, durchgängig feste Breiten vorzugeben, auch wenn diese von vielen Landeswassergesetzen vorgegeben wird. Für den Gewässerschutz ist es stattdessen wesentlich wirkungsvoller, diejenigen Uferabschnitte zu lokalisieren, die ein hohes Stoffeintragungspotential erwarten lassen und dort effektive Schutzzonen in wirksamer Breite anzulegen. Dafür können die nicht oder wenig gefährdeten Abschnitte vorerst ohne Randstreifen belassen werden. Eine solche Vorgehensweise versetzt die Länder in die vorteilhafte Position mit dem gleichen Gesamtflächenbedarf die Fließgewässer wirksamer zu

schützen und ökologisch aufzuwerten als mit den Standardbreiten.

Nach den Ergebnissen der Standortanalyse und den sich daraus abzeichnenden Funktionsanforderungen richtet sich auch die Auswahl der **Vegetationstypen**, deren Etablierung in den Gewässerrandstreifen anvisiert wird. Wie bereits bei der Zonierung erwähnt, eignen sich nicht alle Vegetationstypen universell für sämtliche Standortgegebenheiten. Prinzipiell sollten sich die eingesetzten Vegetationen aber auch an der potentiellen, natürlichen Vegetation orientieren, da diese im allgemeinen die größte Langzeitstabilität gewährleisten dürfte.

Für die Funktionen Distanz, Windschutz, Beschattung, Uferschutz und Habitat bieten ufernahe, standortgerechte Gehölze die beste Effizienz an (Kap. 2.1.1.1 - 2.1.1.5). Zu der Frage, welche Ufergehölze sich auf welchen Standorten eignen, geben ANSELM (1990) und BONGARTZ et al. (1990) Empfehlungen. Speziell auf das Gebiet der ehemaligen DDR ist die TGL 28 039/06 zugeschnitten. Dabei sollten die Ufergehölze mindestens dreireihig gepflanzt werden, um die geforderte Mindeststabilität zu erfüllen (ANSELM 1990; SÖHNGEN 1990). Nadelgehölze sind zu vermeiden, um der Versauerung der Gewässer entgegenzuwirken und den Nährstoffhaushalt nicht mit schwer zersetzbarer Nadelstreu zu belasten (DAHL 1989). Weil reine Gehölzstreifen, insbesondere bei fehlendem Unterwuchs, für den Sediment- und Nährstoffrückhalt weniger geeignet sind, sollten ihnen nieder- und dichtwüchsige Vegetationszonen vorgelegt werden.

Dieser Stauden-/Kräuterbereich muß zur Wahrung der Distanzfunktion mindestens 1,5 m hoch und mechanisch belastbar sein (siehe Kap. 2.1.3). Geeignete Staudenarten sind ebenfalls in den Publikationen

von ANSELM (1990) und BONGARTZ et al. (1990) sowie in der TGL 28 039/06 aufgelistet.

Die größte Variation in den Planungsanforderungen existiert bei den Pufferzonen zu den landwirtschaftlichen Nutzflächen hin. Besteht hier z. B. kein erosives Potential aus dem angrenzenden Einzugsgebiet, können die Pufferzonen weitgehend sich selbst überlassen werden (SÖHNGEN 1990) oder im Falle einer Aue wegfallen. Je höher jedoch das Erosionspotential des dazugehörigen Einzugsgebietes ist, desto konkreter und intensiver müssen die Pufferzonen gestaltet und unterhalten werden. Wie die zitierten Untersuchungen zeigen, bieten in Erosionsgebieten dichte, kurzgehaltene Gräser als Pufferzonen vor den Gewässern sowie erforderlichenfalls zusätzlich auch in den Ackerflächen (Konturgrasstreifen, Kap. 2.1.2.3) den besten Schutz (FABIS et al. 1993; MUSCUTT et al. 1993; OSBORNE und KOVACIC 1993; BARLING und MOORE 1994). Diese bedürfen dann allerdings einer konkret geplanten Unterhaltung zur Wahrung ihrer Funktionen (siehe Kap. 2.3.2). Es ist ferner zu bedenken, daß jeglicher Stoffrückhalt durch die Vegetation des Gewässerrandstreifens von der Nährstoffaufnahme der Biomasse sowie die infolge des Blattfalls verursachte Stoffrückführung auf die Fläche limitiert wird (MUSCUTT et al. 1993).

2.3.1.2 Ungelenkte Sukzession versus Initialpflanzungen

Ob bei der Anlage und Unterhaltung der Gewässerrandstreifen die **ungelenkte Sukzession** zugelassen, gefördert oder zugunsten von Bepflanzungen zurückgedrängt werden sollte, hängt nicht nur vom Naturverständnis der jeweils Beteiligten ab, sondern wiederum sehr stark von den Erfordernissen des Standortes. Allgemein steigt der Bedarf an Pflanzungen und Unterhaltungsmaßnahmen mit der Naturferne der Einzugsgebiete.

Auen und naturnahe Einzugsgebiete können und sollen nach eventuell erforderlichen Initialpflanzungen weitgehend sich selbst überlassen werden. Hierdurch stellen sich ökologisch stabile und kostensparende Gleichgewichte quasi von allein ein (DER MINISTER FÜR NATUR, UMWELT UND LANDESENTWICKLUNG DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN 1991). Auch SCHULTZ-WILDELAU et al. (1990) und SÖHNGEN (1990) plädieren für „mehr Mut und Toleranz, falls sich etwas anders entwickelt, als der Vorstellung von Wasserbauingenieuren und Landschaftsplanern entsprach“. Solange sich hierdurch keine gravierenden Schäden entwickeln, ist diese Haltung grundsätzlich zu befürworten.

In den Grundsätzen für eine natürliche Gestaltung von Fließgewässern im Rahmen des hessischen Landesprogramms „Naturnahe Gewässer“ wird der spontanen Vegetationsentwicklung in Böschungs- und Uferstrandstreifen grundsätzlich der Vorrang vor allen

Bepflanzungsmaßnahmen eingeräumt (STAATSANZEIGER FÜR DAS LAND HESSEN, 25. Mai 1992). Es wird empfohlen, von einer Pflanzung krautiger Vegetation in aller Regel abzusehen, da gepflanzte Spezies sich in der Konkurrenz mit der (praktisch immer schon vorhandenen) Ufer- bzw. Böschungsvegetation auf längere Zeit nicht behaupten können.

Initialpflanzungen hingegen sind überall dort erforderlich, wo die Belastungssituation der Gewässer trotz der hohen Kosten schnelle und effektive Schutzmaßnahmen gebieten. Hier sind die Problemzonen der Gewässerbelastung oder Biotopzerschneidung zu orten und der notwendigen Regeneration mit Hilfe von Initialpflanzungen Vorschub zu leisten. Dabei wird der Pflanzungsaufwand mit der Belastungssituation der Gewässer ansteigen.

2.3.1.3 Breite

Die Breite von Gewässerrandstreifen **definieren** BACH et al. (1994 b) als den Abstand zwischen dem Rand der freien Wasseroberfläche (bei wasserführenden Gewässern) oder der Gewässersohle (bei nicht wasserführenden Gewässern) und dem landseitigen Rand des Gewässerrandstreifens, gekennzeichnet durch Vegetations- bzw. Nutzungswechsel.

Im Mittelpunkt der Planung von Gewässerrandstreifen steht häufig deren Mindestbreite, die zum Schutz der Gewässer vor Stoffeinträgen aus der Landwirtschaft für notwendig erachtet wird. Über die Bewertung dieses Bemessungsfaktors besteht in der Literatur aber keine befriedigende Übereinstimmung. Zwar empfiehlt die Mehrzahl der Autoren Breiten von 10 - 20 m, jedoch reichen die Angaben über die ausreichenden oder erforderlichen Breiten von 0,6 - 150 m (MUSCUTT et al. 1993; BARLING und MOORE 1994).

Zunächst einmal kann nicht pauschal von der Mindestbreite für den Stoffrückhalt gesprochen werden. Zur Verdeutlichung wurden die Daten zur Retentionsleistung verschiedenster Uferstreifen analysiert, die von DILLAHA et al. (1989), KNAUER und MANDER (1989), FABIS et al. (1993), MUSCUTT et al. (1993), OSBORNE und KOVACIC (1993) sowie BARLING und MOORE (1994) publiziert, bzw. zitiert wurden. Der Versuch, einen Zusammenhang zwischen der jeweiligen Breite unterschiedlicher Uferstreifen und deren Rückhaltefähigkeit für die über den Oberflächenabfluß eingeleiteten Stoffe zu finden, muß scheitern, wenn alle Stoffe gemeinsam betrachtet werden. Wie Abbildung 12 zeigt, ist kein statistisch belegbarer Zusammenhang zwischen den Breiten von Uferstreifen und den Verminderungen der Konzentrationen oder Frachten von Nitrat, Ammonium, gelöstem Orthophosphat, Gesamtphosphat, und Sedimenten zu finden. Es kann zwar eine Sättigungsfunktion erstellt werden, die ab 10 m Breite 70% Retention voraussagt, deren berechnete Parameter sind jedoch nicht signifikant ($r^2=0,02$). Die Streuung der Ver-

Gesamt-Retention durch Gewässerrandstreifen

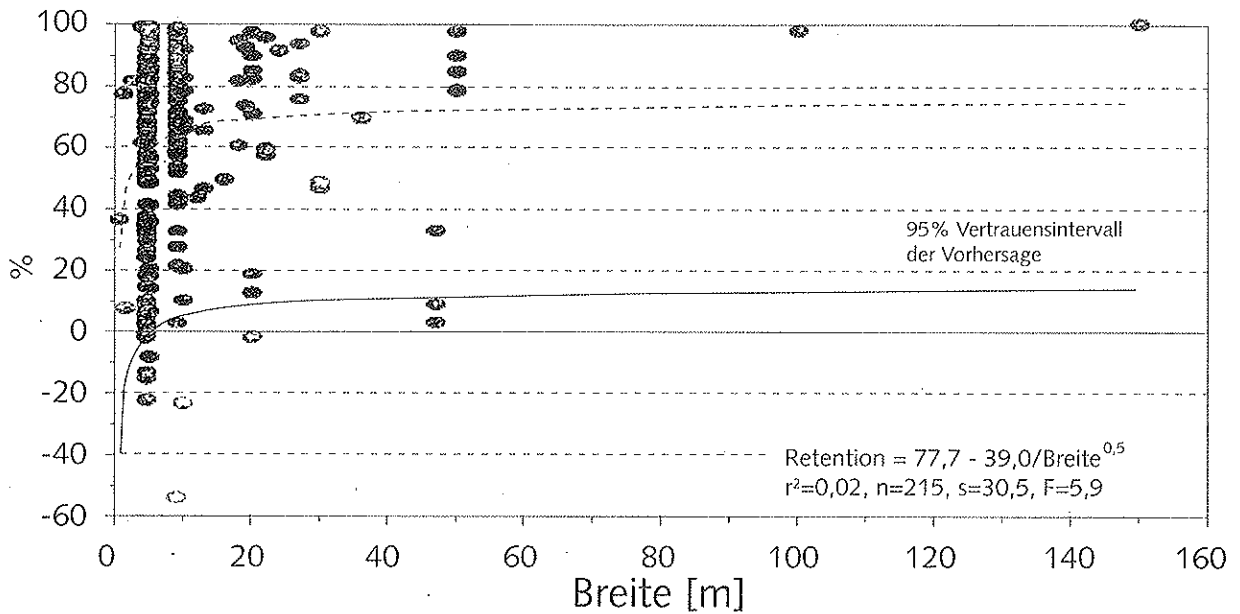


Abb. 12: Abhängigkeit der Retention verschiedener Stoffe von der Breite der Gewässerrandstreifen (erstellt aus 215 publizierten Werten)

suchsergebnisse ist so groß (-54 bis 100%), daß keine belegbaren Aussagen formuliert werden können. Erst wenn stoffspezifische Rückhaltefunktionen der Gewässerrandstreifen betrachtet werden, lassen sich einige Abhängigkeiten statistisch einwandfrei belegen. So folgt die Verminderung der Nitratkonzentrationen durch Uferstreifen einer einfachen, breitenabhängigen Sättigungsfunktion, deren Parameter hoch-

signifikant von Null verschieden sind (Abb. 13; für die Datenanalyse blieben die negativen Retentionsleistungen (Anreicherungen) aus FABIS et al. (1993) unberücksichtigt, sowie je ein Ausreißerwert von KNAUER und MANDER (1989) und FABIS et al. (1993)). Die Abbildung zeigt, daß die in Versuchen gemessenen Retentionsleistungen für Nitrat von 3% (4,5 m breite Grasfilterstreifen; FABIS et al. 1993) bis

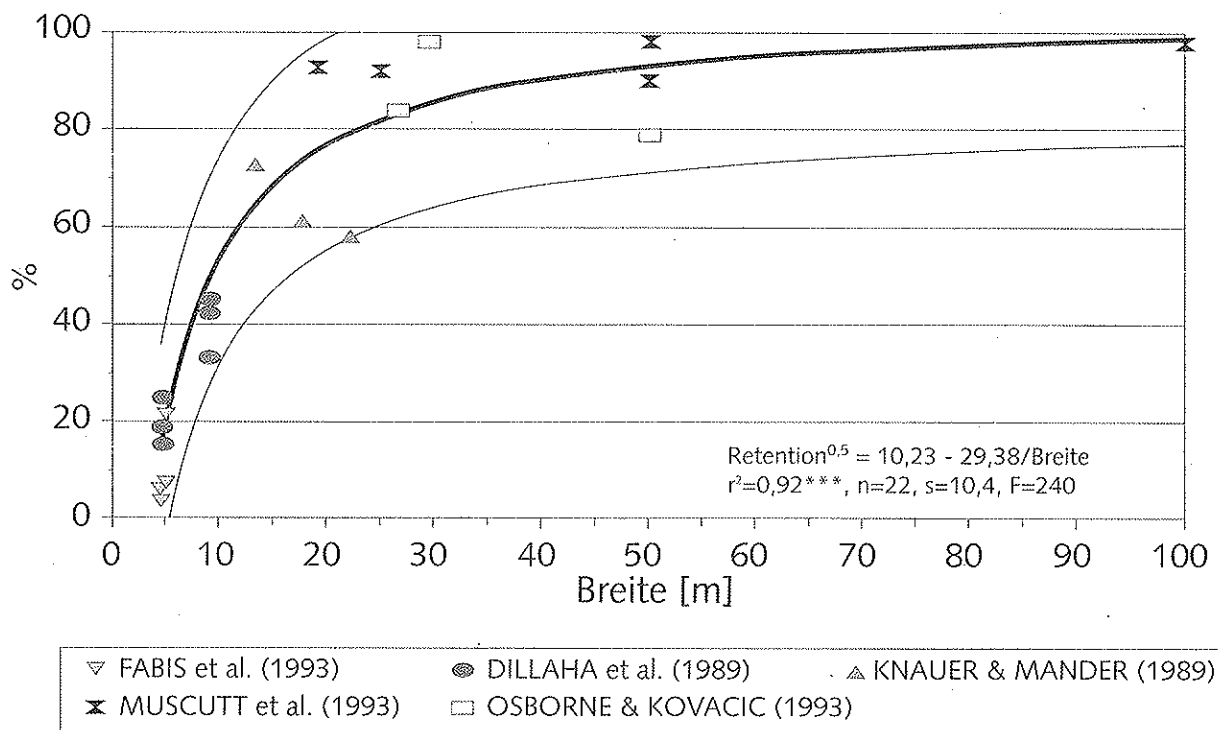


Abb. 13: Abhängigkeit der Nitratretention durch Gewässerrandstreifen von deren Breite (erstellt aus 22 publizierten Werten)

100% betragen können (bis zu 150 m breite Forststreifen; MUSCUTT et al. 1993). Unter der Voraussetzung einer ausreichend korrekten Versuchsdurchführung und Auswertung kann aufgrund der hohen Güte der Funktionsanpassung an die Meßwerte ($r^2=0,92^{***}$, $F=240$) folgendes ausgesagt werden:

- Im statistischen Mittel kann bei Gewässerrandstreifen von 5 m Breite davon ausgegangen werden, daß durch sie die Nitratkonzentrationen des Oberflächenabflusses um lediglich 0 bis 38% vermindert werden, im Mittel um 20%.
- Erst bei 20 m Breite kann im statistischen Mittel von Retentionsleistungen zwischen 55 und 98% ausgegangen werden. Diese würden durchschnittlich 78% betragen.
- Ein vollständiger Rückhalt der Nitratreinträge ist erst ab etwa 100 m Breite zu erwarten.

Hiermit wird deutlich, daß mit nur 5 m breiten Uferstreifen keine wirksame Retention von Nitrat zu erwarten ist. Weil Nitrat primär über den Zwischenabfluß oder das oberflächennahe Grundwasser zum Gewässer hin verlagert wird, muß davon ausgegangen werden, daß der reale Rückhalt durch die Vegetation sehr viel geringer ausfallen kann.

Auch die Retentionen der Phosphatkonzentrationen sowie der Sedimentfrachten durch Uferstreifen folgen hochsignifikanten Sättigungsfunktionen (Abb. 14 und 15). Während die Sedimentfrachten danach bereits durch 5 m breite Filterstreifen um über 80% vermindert werden können, liegen die Rückhalte der Phosphatkonzentrationen erst ab 20 m Breite bei 70%.

Die glatten und einfachen Funktionsverläufe dürfen jedoch nicht überbewertet werden, da die ihnen zugrundeliegenden Versuche weder in qualitativer noch in quantitativer Hinsicht hierzu eine hinreichende Basis bieten. Auch blieben für die Analyse der Sedimentfrachtenretention zwei Ausreißer unberücksichtigt und für die Analyse der Verminderung der Phosphatkonzentrationen drei. Weitere signifikante Beziehungen zwischen der Breite von Uferstreifen und einem durch sie zurückgehaltenen Stoff konnten nicht gefunden werden. Bis weitere Ergebnisse vorliegen, sollen die dargestellten Funktionen die prinzipiell möglichen Zusammenhänge zwischen der Breite von Gewässerrandstreifen und ihrer Fähigkeit darstellen, die mit dem Oberflächenwasser eingetragene Stoffe zu verringern.

Diese kurze Analyse der publizierten Daten unterstreicht einerseits den nicht befriedigenden Stand der Untersuchungsverfahren (siehe Forschungsbedarf, Kap. 7.2.3) und gleichzeitig die hohe Variabilität der Standortfaktoren. Sollen Vorhersagen über die zu erwartenden Retentionsleistungen von noch einzurichtenden Gewässerrandstreifen getroffen werden, so kann es hilfreich sein, diejenigen Publikationen zu analysieren, deren zugrundeliegende Standortfaktoren den betrachteten am ähnlichsten sind. Jedoch muß in der Praxis immer mit Abflußereignissen gerechnet werden, während derer sich die Uferstreifen als unwirksamen für den Stoffrückhalt erweisen werden.

Bei der Bestimmung der erforderlichen Breite der Gewässerrandstreifen ist ein zielorientiertes Vorgehen erforderlich. Denn erst wenn Klarheit darüber besteht,

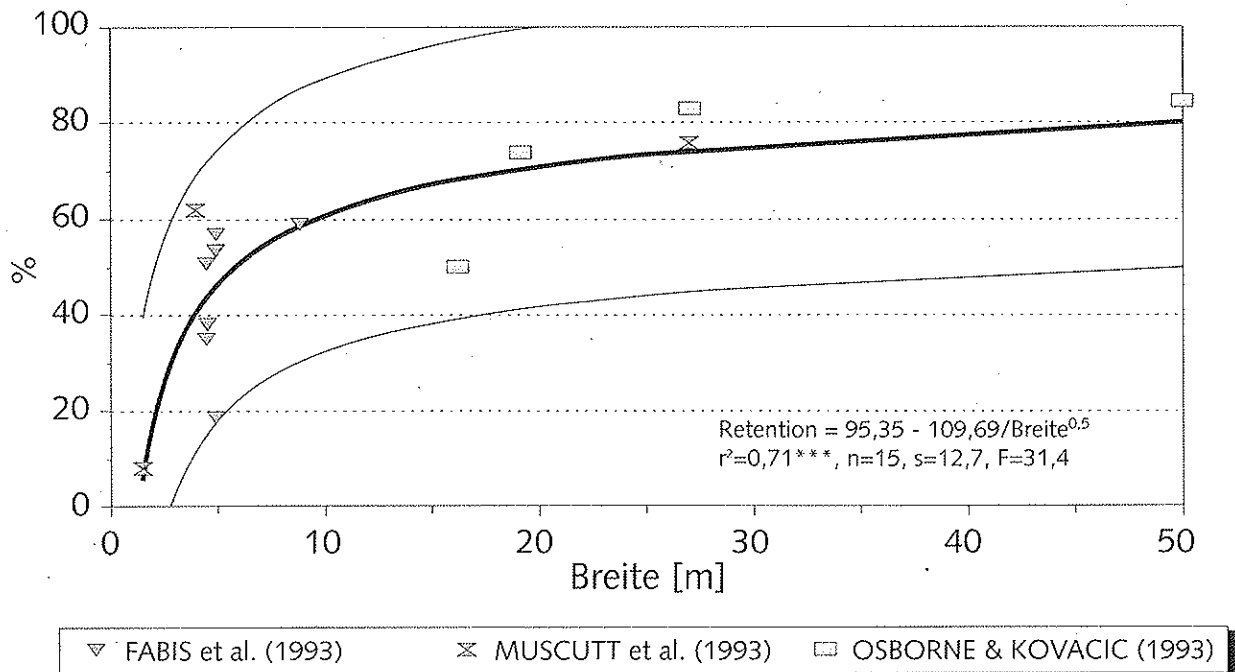


Abb. 14: Abhängigkeit der Phosphatretention durch Gewässerrandstreifen von deren Breite (erstellt aus 15 publizierten Werten)

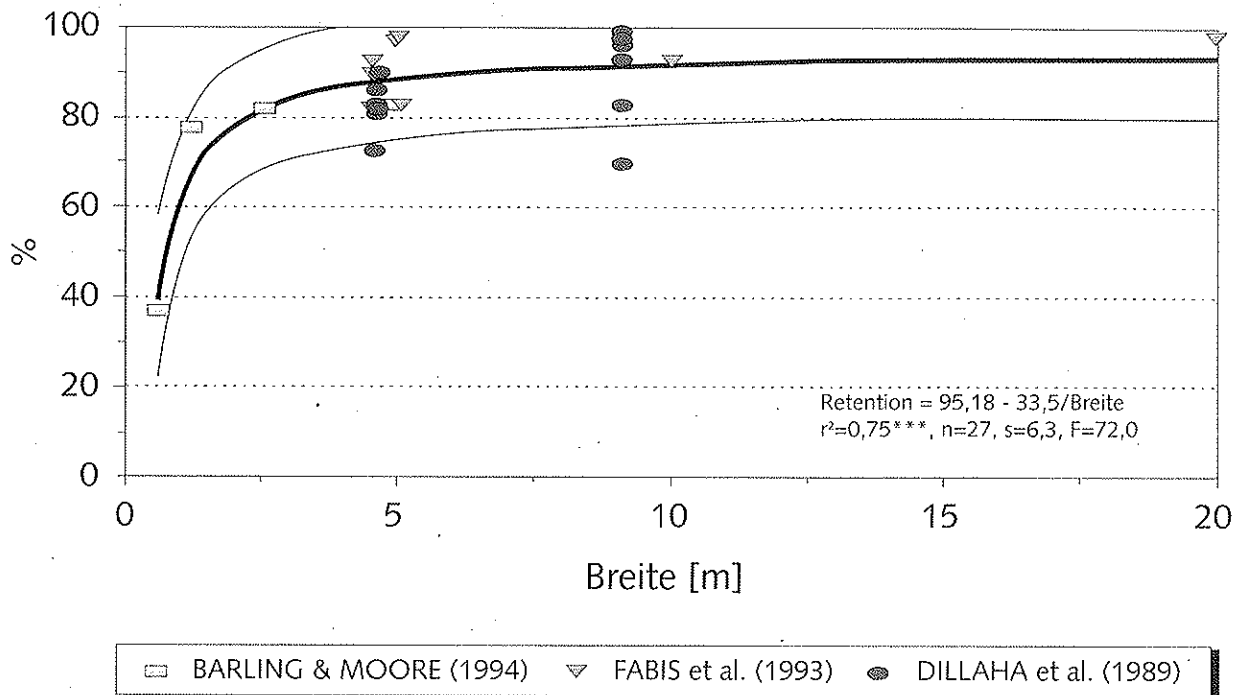


Abb. 15: Abhängigkeit der Sedimentfrachtretenion durch Gewässerrandstreifen von deren Breite (erstellt aus 27 publizierten Werten)

wogegen sie das Fließgewässer abschirmen sollen (z. B. Einträge von gelösten Nährstoffen, partikulär gebundenen Stoffen und Sedimenten, Sonnenbestrahlung), läßt sich die dafür erforderliche Mindestbreite ermitteln.

Auch wenn 1 - 5 m breite Gewässerrandstreifen dem Gewässerschutz dienlicher sein dürften als gar keine, so halten auch FABIS et al. (1993), die im Jahr 1992 sehr umfangreiche Versuche unternahmen, eine Breite von 5 m für den allgemeinen Nährstoffrückhalt als unzureichend. Erst bei Filterlängen ab einer Größenordnung von 10 m trete eine deutliche Verbesserung der Nährstoffretention zu Tage. Werden zusätzlich die Belange des Naturschutzes (Biotop-Funktion, Kap. 2.1.2.1 und 2.1.2.2) berücksichtigt, sowie die Ergebnisse von DAVIS et al. (1993) und MORRS et al. (1993) über die Verdriftung von Pflanzenbehandlungsmitteln, so fokussiert sich die notwendige Mindestbreite von Gewässerrandstreifen auf 10 - 20 m (siehe auch BONGARTZ et al. 1990 und CORNELSEN et al. 1993).

2.3.2 Pflege

2.3.2.1 Initialmaßnahmen

Im allgemeinen können gravierende Fehlentwicklungen vermieden werden, wenn auf die konkreten Standorte abgestimmte Initialmaßnahmen der Anlage von Gewässerrandstreifen vorausgehen bzw. diese begleiten.

Nach einer detaillierten Ausarbeitung des juristischen Handlungsrahmens auf Landesebene (Kap. 2.2) wird

eine sensible Information und Beratung der betroffenen Landwirte unnötige Auseinandersetzungen und Verzögerungen vermeiden helfen (JÜRGING 1990; NIEHOFF et al. 1990).

Zu Beginn der Planung von Gewässerrandstreifen ist der konkrete Bedarf an solchen durch die detaillierte Erfassung und Bewertung der Standortfaktoren zu bestimmen. Im Zuge einer GIS-gestützten Datenanalyse können mittelmaßstäbig diejenigen Gewässerabschnitte lokalisiert werden, an welchen durch die Anlage von Gewässerrandstreifen mit einem deutlich positiven Effekt für die Gewässerqualität gerechnet werden kann. Durch Begehungen und Kartierungen müssen die getroffenen Aussagen dann konkretisiert bzw. geändert werden. Die Gestaltung der zu schaffenden Gewässerschutzzonen ist zusammen mit den lokalen Unterhaltungs- und Naturschutzverbänden zu erarbeiten, um zusätzliche Informationen über die konkreten Standorte in die weitere Planung einfließen lassen zu können.

Als weiterer Schritt ist es notwendig, sofortige Veränderungssperren für alle noch intakten Überschwemmungszonen und Feuchtgebiete zu erlassen (KRAMBECK 1990). An denjenigen Gewässerabschnitten, die aufgrund der Standortanalyse als schutzbedürftig eingestuft werden, sollten des weiteren möglichst bald ausreichend breite Uferzonen erworben, zumindest gepachtet oder zur Not mit Nutzungsaufgaben versehen werden (BACH, pers. Mitt. 1994). Zum Aufbau der Distanzfunktion müssen bei einer bis an das Gewässer reichenden landwirtschaftlichen Nutzung Initialpflanzungen von mind. 1,5 m hohen, mechanisch stabilen Sträuchern oder Gehölzen durchgeführt

werden, um die Befahrbarkeit zu unterbinden (Kap. 2.1.1.1). Reicht die landwirtschaftliche Nutzung nicht an die Gewässer heran, so können bei vernachlässigbarem Erosionspotential die natürliche Sukzession zugelassen werden, was gute Ergebnisse erwarten läßt (NIEHOFF et al. 1990). Kleinstgräben, die bei Starkregen in bedeutendem Ausmaß fluten, sollten zum Schutz ihrer selbst sowie der nachfolgenden Gewässer vor Sedimentmobilisierungen mit kleinen Stauwehren versehen werden (BACH, pers. Mitt. 1994).

2.3.2.2 Mittel- und langfristiger Unterhaltungsbedarf

Solange Oberflächengewässer mit den angrenzenden Uferzonen nicht sich selbst überlassen werden sollen oder können, bedürfen sie einer spezifischen Unterhaltung, mit der ihre Funktionsfähigkeit aufrechterhalten sowie ein angestrebter Zustand stabilisiert werden kann. Die Planung von Gewässerrandstreifen sollte von daher immer eine Prognose für die gewünschte Entwicklung und die Aufstellung eines Pflegekonzeptes einschließen, um nichtgewollte Zustände zu vermeiden und die Finanzierung sicherzustellen (DVWK 1995 a).

Grundsätzlich soll für jedes Gewässer ein ökologisch abgestimmter Unterhaltungsrahmenplan von dem zur Unterhaltung Verpflichteten aufgestellt und mit der zuständigen Wasser- und Naturschutzbehörde abgestimmt werden, um eventuelle Konfliktfälle und Schäden, sowohl hinsichtlich der Abflußgestaltung als auch des Naturschutzes, zu vermeiden (DER MINISTER FÜR NATUR, UMWELT UND LANDESENTWICKLUNG DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN 1991). Die Unterhaltung eines Gewässers ist eine öffentlich rechtliche Verpflichtung und umfaßt im allgemeinen die Erhaltung eines definierten hydrologischen Zustandes sowie den Schutz der Uferregionen (BONGARTZ et al. 1991). Einzelheiten hierzu regeln die Landeswassergesetze.

Alle Pflegemaßnahmen gebieten eine schonende, nicht flächendeckende Durchführung, die außerhalb der Schonzeiten für Pflanzen und Tiere durchzuführen sind. BONGARTZ et al. (1991) und DER MINISTER FÜR NATUR, UMWELT UND LANDESENTWICKLUNG DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN (1991) bieten hierzu hilfreiche Tabellen über die Pflege- und Schonzeiten bei der Gewässerunterhaltung an. Bei allen Pflegemaßnahmen sollte das Prinzip gelten, die Gewässer möglichst „vom Wasser aus“ zu unterhalten (SCHRENK 1994).

Der Pflanzenbestand, der bei notwendig gewordenen Entkrautungen oder einer eventuellen Mahd von Röhrichten anfällt, sollte - aber erst nach einigen Tagen, um die Auswanderung von Tieren zu ermöglichen - aus dem Gewässer entfernt werden, damit die Wasserqualität sich nicht infolge des Materialabbaues verschlechtert. Dabei sollte das Räumgut nicht auf der

Böschung abgelagert werden (Gefahr der Stoffrückführung in das Gewässer), sondern gleich auf den angrenzenden Grundstücken verteilt werden (DER MINISTER FÜR NATUR, UMWELT UND LANDESENTWICKLUNG DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN 1991). Bei unvermeidlichen Sohlräumungen ist es wünschenswert, daß mit Unterstützung von Naturschutzorganisationen das Räumgut nach Organismen (incl. größeren Muscheln) gesichtet wird, um diese anschließend wieder einzusetzen.

Das Entkrauten innerhalb des Gewässerbettes stellt jedoch immer einen erheblichen Eingriff in die Gewässerbiozonose dar. Mit der Vegetation werden zugleich die Aufwuchsflächen für eine Vielzahl von Organismen sowie Schutz- und Laichbereiche entfernt und die Strömungsverhältnisse verändert. Darüber hinaus entsteht schlagartig eine Lücke in der Nahrungskette und es werden mähresistente Makrophyten einseitig begünstigt. Deshalb sollte das Entkrauten ausschließlich bei wasserwirtschaftlichen Notwendigkeiten und zudem möglichst spät in der Vegetationsperiode erfolgen. Ab Mitte September sind die meisten Lebenszyklen der Biozönose abgeschlossen oder in Ruhestadien eingetreten (JÜRGING 1990).

In den Publikationen von WINKELHAUSEN (1988), KAIRIES und KOENEMANN (1990), ANONYM (1991), BONGARTZ et al. (1991), NIEHOFF et al. (1991) sowie GROSS und RIKERT (1994) sind beispielhaft Unterhaltungsrahmenpläne für Fließgewässer mit deren Uferzonen dargestellt oder einige wichtige Details diskutiert. Für Bayern gelten die „Hinweise zur Bemessung und Pflege von Uferstreifen“ (Merkblatt Nr. 56-5 vom Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft, 1990) sowie die „Gewässerpflegepläne; Gewässer 3. Ordnung; Hinweise zur Bearbeitung“ (Merkblatt Nr. 5.8-4 vom Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft 1992), in denen konkrete Verfahren der Unterhaltung von Gewässern und deren Uferstreifen gegeben werden.

Für die Unterhaltung der reinen Gewässerrandstreifen gilt, daß diese umso aufwendiger ausfallen wird, je intensiver und erosionsprovozierender die angrenzende landwirtschaftliche Nutzung ist, und deshalb eine hohe Gewässerschutzfunktion von relativ schmalen Gewässerrandstreifen erwartet wird. Die grasbewachsenen Pufferzonen in erosionsgefährdeten Einzugsgebieten müssen besonders nach erosiven Starkregenereignissen auf Schäden hin untersucht und entsprechend gewartet werden (siehe Kap. 2.1.3). Bei neuangelegten Gewässerrandstreifen besteht in den ersten zwei Jahren ein erhöhter Unterhaltungsbedarf, der sich aber mit zunehmender Etablierung der Vegetation sehr stark verringert (NIEHOFF et al. 1991). Soweit am Gewässer stockende Gehölze unterspült und Wurzelstöcke, Totholz sowie abgeknickte Gehölzteile im Gewässerbett belassen werden können, erhöhen diese das Strukturangebot, besonders wenn sie zu Anlandungen führen (BINDER und KRAIER 1994).

Langfristig brauchen und sollten Unterhaltungsarbeiten an Gewässerrandstreifen nicht mehr mit routinemäßiger Regelmäßigkeit durchgeführt werden, sondern nur bei nachweislichem Bedarf (SÖHNGEN 1990). Diese vom Landschaftsverband Westfalen-Lippe empfohlene Vorgehensweise senkt einerseits die Unterhaltungskosten und gestattet gleichzeitig den Gewässern eine Entwicklung zu mehr Naturnähe hin.

2.4 Gewässerrandstreifenprogramme in anderen Bundesländern

In diesem Kapitel soll kurz dargestellt werden, welche Maßnahmen und Programme zur Zeit von anderen Bundesländern zum Schutz der Oberflächengewässer durch Gewässerrandstreifen realisiert werden.

In **Niedersachsen** werden durch das Niedersächsische Wassergesetz nicht oder nur extensiv genutzte Gewässerrandstreifen festgesetzt. Deren Breite wird für Gewässer 1. Ordnung mit 5 m und für Gewässer 2. Ordnung mit 10 m festgeschrieben, Abweichungen davon sind möglich (§ 91 a, NIEDERSÄCHSISCHES GESETZ- UND VERORDNUNGSBLATT vom 14. Februar 1990). In § 91 a Absatz 2 und 4 heißt es weiter, daß in Gewässerrandstreifen Grünland nicht in Ackerland umgebrochen werden darf und die Wasserbehörde die Verwendung von Düngern und Pflanzenbehandlungsmitteln untersagen sowie erforderlichenfalls die Bepflanzung der Gewässerrandstreifen mit einer geschlossenen Pflanzendecke oder geeigneten Gehölzen anordnen darf.

Das Niedersächsische Fließgewässerprogramm hat zum Ziel, die Vielfalt der niedersächsischen Gewässerlandschaften wieder herzustellen und grundsätzlich alle Fließgewässer sowohl hinsichtlich der Wasserqualität als auch der Landschaftsstruktur wieder in einen naturnahen Zustand zu überführen. Es empfiehlt eine sparsame Bepflanzung von Böschungen und Uferbereichen als Initialmaßnahme, um der Sukzession einen möglichst großen Platz einzuräumen und Erosionsvorgänge zur Flußbett- und Laufgestaltung möglichst wenig zu behindern (NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE 1992).

Gefördert werden Wasser- und Bodenverbände, Kommunen sowie Sonstige (Naturschutzverbände, Fischereiverbände). Die Förderhöhe beträgt bei der naturnahen Umgestaltung bis zu 70% und bei Ankauf bzw. einmaliger Ablösung von Gewässerrandstreifen bis zu 80% der zuschußfähigen Kosten. Acht Beispiele für den Aufbau von Gewässerrandstreifen in Niedersachsen sind zusammen mit vielen Empfehlungen zur praktischen Umsetzung im Leitfaden: „Gewässerrandstreifen naturnah entwickeln“ aufgeführt (NIEDERSÄCHSISCHES UMWELTMINISTERIUM 1989).

Als Uferrandstreifenprogramm wird in **Schleswig-Holstein** seit 1989 das „Programm für die Förderung der Anlage von Uferrandstreifen zum Schutze der Gewäs-

ser“ durchgeführt (AMTSBLATT FÜR SCHLESWIG-HOLSTEIN 1993). Es wurde geschaffen, um die Nährstoffeinträge aus der landwirtschaftlichen Bodennutzung in die Gewässer zu verringern und damit zur Verbesserung der Gewässergüte beizutragen. Ferner dient es dem Schutz und der Entwicklung natürlicher und naturnaher Lebensräume an den Gewässern und hiermit auch dem Biotopverbund.

In der Regel wird in Schleswig-Holstein von 10 m breiten Gewässerrandstreifen ausgegangen, die aus Gründen des Gewässerschutzes aber auch ausgedehnt werden können. Dies ist z. B. bei ausgeprägten Hanglagen oder aus Gründen des Natur- und Artenschutzes der Fall. Die „Richtlinien für die Gewährung von Zuwendungen für den Erwerb von Flächen an Gewässern (Uferrandstreifen)“ regeln die Details, so auch Art, Umfang und Höhe der Zuwendung. Zuwendungsempfänger sind die Wasser- und Bodenverbände und Gemeinden des Landes Schleswig-Holstein, soweit sie die Gewässerunterhaltung erfüllen. Die Höhe der Zuwendung beträgt bis zu 90% der zuwendungsfähigen Kosten, wobei mindestens 10% vom Zuwendungsempfänger als Eigenleistung erbracht werden müssen.

Für die Extensivierung der Nutzung von Uferrandstreifen bietet das Land Schleswig-Holstein den Landwirten Entschädigungsleistungen an. Der Abschluß von Verträgen für die Errichtung von Uferrandstreifen stellt dabei ein Angebot des Landes auf freiwilliger Basis dar. Als Entschädigung für den Nutzungsausfall auf den Uferrandstreifen wird auf Ackerflächen ein Sockelbetrag von inzwischen 700 DM/ha und Jahr gezahlt. Hinzu kommt ein ertragsabhängiger jährlicher Betrag von 100 DM/ha und Bodenpunkt (DIE MINISTERIN FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN 1994). Bei Grünflächen, die nur ausnahmsweise einbezogen werden können, wird ein Sockelbetrag von 200 DM/ha gezahlt sowie eine Aufstockung von 100 DM/ha je Bodenpunkt, maximal 600 DM/ha. In erster Priorität sollen mit diesem Programm Ackerflächen extensiviert werden, da von ihnen die größte Belastung der Oberflächengewässer ausgeht. Grünflächen können dann gefördert werden, wenn hierdurch ein größeres Verbundsystem entsteht oder wenn andere Gründe des Gewässerschutzes dieses sinnvoll erscheinen lassen (AMTSBLATT FÜR SCHLESWIG-HOLSTEIN 1993).

Der Vertrag untersagt den Landwirten im § 2 Abschnitt 1 die Behandlung, Bestellung, Nutzung und Befahrung der Gewässerrandstreifen. Eine einmalige mechanische Bodenbearbeitung unmittelbar nach der Ernte der Vorfrucht wird geduldet. Im § 2 Abschnitt 2 wird eine Bepflanzung des Randstreifens mit standortgerechten, heimischen Gehölzen oder die Regulierung des natürlichen Gehölzaufwuchses in Abstimmung mit dem Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege und dem zuständigen Wasser- und Bodenverband zugelassen.

Die Verträge werden für die Dauer von 5 Jahren abgeschlossen, mittel- bis langfristig sollen die Randstreifen jedoch über einen Ankauf dauerhaft aus der Nutzung genommen werden. Während im ersten Jahr nach Einführung dieser Förderung nur 49 Verträge mit den Landwirten geschlossen wurden (entsprechend einer Fläche von 54 ha und einer Entschädigung von 50.000,- DM), waren 1993 144 Verträge unterzeichnet, was bei einer Fläche von 292 ha einer Entschädigungssumme von 332.000,- DM entsprach. Zum Ankauf von Grundstücken werden 1994 in diesem Bundesland etwa 400.000,- DM gezahlt. Im Haushaltsplan für das Jahr 1995 sind hierfür 800.000,- DM im Ansatz (JANSSON, pers. Mitt. 1994).

Als einen Wegbereiter für die Veränderung der Kulturlandschaft zu mehr Naturnähe hin hat das Bundesland **Hessen** das *Hessische Kulturlandschaftsprogramm* (HEKUL) entwickelt, das eine Extensivierung der landwirtschaftlichen Bodennutzung auf großer Fläche anstrebt. Einzelflächenbezogene Maßnahmen des Naturschutzes ermöglicht das *Hessische Landschaftspflegeprogramm* (HELP).

Das Hessische Kulturlandschaftsprogramm enthält u. a. die „*Richtlinien zur Förderung der Stilllegung von Ackerflächen für Zwecke des Umweltschutzes auf Uferändern und Auen*“, deren Ziel es ist, einen Anreiz für die langjährige Stilllegung von Ackerflächen aus Gründen des Umweltschutzes, insbesondere des Gewässerschutzes, zu bieten (HESSISCHES MINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG, WOHNEN, LANDSCHAFT, FORSTEN UND NATURSCHUTZ 1994). Gegenstand der Förderung in Hessen sind nur Flächen, die bei Antragstellung als Acker genutzt worden sind und in Uferbereichen liegen. Als Uferbereiche werden 10 m breite Ufersäume akzeptiert, die an Gewässern 2. und 3. Ordnung liegen. Dabei müssen die Flächen für mindestens zwanzig Jahre stillgelegt werden. Die Antragsteller verpflichten sich weiter, die Flächen zur Verhinderung der Erosion oder der Auswaschung von Nitrat in geeigneter Form zu begrünen, soweit dies - abweichend von dem Regelfall der Sukzession - besonders festgelegt wird.

Die Förderung erfolgt in Form einer Beihilfe, die längstens 20 Jahre gezahlt wird und sich in ihrer Höhe nach der Ertragsmeßzahl der bis dahin genutzten Fläche richtet. Für Ackerflächen bis zu einer Ertragsmeßzahl von 35 werden 600 DM/(ha·a) gezahlt, darüber hinaus erhöht sich die Beihilfe um 15 DM/(ha·a) für jeden weiteren Punkt der Ertragsmeßzahl bis zu einer maximalen Höhe von 1.400 DM/(ha·a).

Als weitere Maßnahme des Gewässerschutzes wurden in Hessen am 9.4.1992 die „*Richtlinien für die Förderung des Erwerbs von Uferandstreifen und der Maßnahmen im Rahmen des Programmes „Naturnahe Gewässer“*“ erlassen (STAATSANZEIGER FÜR DAS LAND HESSEN, 25. Mai 1992). Deren Ziel ist es, verstärkt eine aus gewässer- und landschaftsökologischer Sicht wünschenswerte Renaturierung größerer und

zusammenhängender Gewässerabschnitte zu erreichen. Biotopstrukturen wie die Auen bilden hierin einen besonderen Schwerpunkt.

Gegenstand der Förderung sind der Erwerb von Grundstücken im Uferbereich, die Erstellung von Renaturierungskonzepten sowie die Durchführung von Einzelmaßnahmen. Als Zuwendungsempfänger kommen Gemeinden, Wasser- und Bodenverbände sowie Zweckverbände in Betracht. Die Zuwendungen werden bei diesem Programm grundsätzlich im Rahmen der Projektförderung zur Anteilfinanzierung bewilligt und umfassen in der Regel bis zu 70% für den Erwerb von Grundstücken im Uferbereich und in der Regel bis zu 80% für die Erstellung gebietsbezogener Renaturierungskonzepte oder die Durchführung von Einzelmaßnahmen.

In **Bayern** wurde bislang mit dem Ankauf von 10 m breiten Uferstreifen an den Gewässern 1. Ordnung eine Fläche von 50.000 ha durch den Freistaat erworben. Für die Uferbereiche von Fließgewässern 2. und 3. Ordnung existieren verschiedene Programme zum Naturschutz und zur Landschaftspflege.

Das *Acker-, Wiesen- und Uferandstreifenprogramm* z. B. hat als Zielsetzung, die Erhaltung der gefährdeten Acker- und Wiesenwildkräuter mit der dazugehörigen Tierwelt zu unterstützen sowie eine Verbindung zwischen isolierten Biotopen in der Landschaft herzustellen. Gefördert wird der Verzicht auf den Einsatz von Pflanzenbehandlungs- und Düngemitteln auf 3 - 5 m breiten Acker- und Wiesenrandstreifen. Wiesen dürfen maximal einmal jährlich gemäht werden. Zuwendungsempfänger sind die Grundstückseigentümer, bzw. die Nutzungsberechtigten. Je nach Grad der Entschädigung werden 700 - 1.000,- DM/ha vom Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen gezahlt. Im Jahr 1992 existierten zwischen dem Freistaat und den Bewirtschaftern 5.601 Vereinbarungen zur Nutzungseinschränkung, die für 2.787 ha Fläche mit knapp 2,7 Mio DM abgegolten wurden (SEDLMAYER, pers. Mitt. 1994). Parallel dazu wird in Bayern die Anlage von Uferstreifen an Fließgewässern mit 1.500 DM/ha über das *Kulturlandschaftsprogramm Teil C: Maßnahmen zur Erhaltung, Pflege und Gestaltung der Kulturlandschaft* gefördert (BAYERISCHES LANDWIRTSCHAFTLICHES WOCHENBLATT vom 18. Oktober 1991).

Für stehende Gewässer existiert in diesem Bundesland das Programm „*Pflege und naturnahe Bewirtschaftung ökologisch wertvoller Teiche und Stillgewässer*“, das den Eigentümern oder Pächtern für die vereinbarte Einrichtung von Verlandungszonen von ca. 20% der Teichfläche 450,- DM/ha anbietet, plus 10% pro 10% vergrößerte Verlandungszone und bis 1.000,- DM/ha und Jahr für Pflegemaßnahmen an den Uferstreifen (BAYERISCHES LANDWIRTSCHAFTLICHES WOCHENBLATT vom 18. Oktober 1991). Für dieses Programm bestanden im Jahr 1993 landesweit 481 Vereinbarun-

gen, in deren Folge für eine Stilllegung von 1.791 ha ein finanzieller Ausgleich in Höhe von 1,1 Mio DM ausgezahlt wurde (SEDLMAYER, pers. Mitt. 1994).

2.5 Zusammenfassung des bisherigen Kenntnisstandes

Die vorliegende Literaturschau hatte als **Leitgedanken**, die aktuell verfügbaren Erkenntnisse der Fachwelt über die Bedeutung und Funktion von Gewässerrandstreifen zusammenzutragen, diese kritisch zu bewerten und hieraus einen klaren Bezug zur Praxis herzustellen. Sie kann damit als theoretische Grundlage für die Ausweisung von Gewässerrandstreifen im Gelände dienen.

Die intensiven **anthropogenen Eingriffe in die Landschaften** und die sie strukturierenden Gewässer führten zu einer starken Degradierung der Flüsse und Seen. Heute sind weniger als 10% der Fließgewässer in der Bundesrepublik in ihrem ursprünglichen Zustand erhalten. Als Folge dieser Entwicklung haben sich in den letzten 30 - 40 Jahren die Nährstoffgehalte der deutschen Gewässer bereits vervielfacht. Zusätzlich zerschneidet die agrartechnisch begründete Umgestaltung der Landschaften große zusammenhängende Biotopverbundsysteme mit den Folgen der Artenverarmung und Verschiebung der Artengleichgewichte.

Als Wegbereiter einer Entwicklung zu mehr Naturnähe und zur Senkung der stofflichen Belastung der oberirdischen Fließ- und Stillgewässer bieten sich Gewässerrandstreifen mit ihrer großen Palette an ökologisch hochwertigen Funktionen an. **Gewässerrandstreifen** werden hier **definiert** als variable Bänder natürlicher oder gepflanzter Vegetation entlang von Oberflächengewässern, die sich von der Mittelwasserlinie in das Einzugsgebiet hinein erstrecken und damit das Gewässer stofflich abpuffernd und ökologisch verbindend in die Landschaft eingliedern.

Von den **Funktionen**, die Gewässerrandstreifen direkt oder indirekt auf die angrenzenden Fließgewässer und Landflächen ausüben können, werden 15 verschiedene beschrieben und anhand der publizierten Erkenntnisse diskutiert. In einer kritischen Bewertung der von Gewässerrandstreifen ausgehenden Wirkungen für die Praxis werden die Zusammenhänge skizziert, die bei der Umsetzung der Theorie in die konkrete Landschaft zu beachten sind. Anhand der aufgezeigten noch offenen Fragen wird anschließend der Forschungsbedarf beschrieben, um sicherer Vorhersagen z. B. über die Nährstoffretention durch die unterschiedlichen Ufervegetationen treffen zu können.

Die Überleitung zur **Praxis** wird anschließend durch die Beschreibung des Aufbaus und der Pflege von Gewässerrandstreifen konkretisiert. Den Abschluß bildet ein kurzer Überblick, wie sich andere Bundesländer zur Zeit dieser Thematik und deren Umsetzung annähern.

3. Die Modellgebiete

Die Landschaften des nordostdeutschen Tieflandes weisen aufgrund ihrer glazialen Entstehung und ihrer Lage spezifische natürliche Bedingungen auf. Großflächig dominieren Sand- und Moränenböden, ergänzt durch Moore und Seen sowie durch die Auenstandorte der Oder, Ucker, Randow und Welse sowie weiterer kleinerer Flüsse. Klimatisch vollzieht sich der Übergang vom ozeanisch geprägten Westen zum kontinentaleren Osten. Das Bewirtschaftungs- und Umweltrisiko ist hoch, bedingt durch Wasserdefizit und Eutrophierung infolge Stoffzufuhr sowie durch Degradationsprozesse, auf land- und forstwirtschaftlich genutzten Böden. In der Gesamtlandschaft vollzieht sich derzeit ein umfassender Strukturwandel, der sowohl die Landnutzung als auch das soziale Gefüge in den nächsten Jahrzehnten wesentlich verändern wird.

Die landschaftliche Gliederung des Gesamttraumes wird durch glaziale bzw. periglaziale Gürtel bestimmt, die an Vereisungsstadien gebunden und durch Endmoränen begrenzt werden:

- das jüngere Jungmoränengebiet nördlich der Pommerischen Eisrandlage,
- das ältere Jungmoränengebiet südlich der Pommerischen Eisrandlage sowie
- das lößfreie Altmoränengebiet (Abb. 16).

In dem Gebiet ist ein ausgesprochen hoher Anteil von schützenswerten Binnengewässern und Vorflutern mit der Eiszeit entstanden, der in landwirtschaftlich produzierenden Gebieten durch Schadstoffeinträge (Stickstoff, Phosphor und Pflanzenschutzmittel) belastet wird. Das Gebiet gehört zu dem südöstlichen Trockenraum, der Meereseinfluß ist kaum mehr spürbar. Vom östlich gelegenen Randowgebiet wird kontinentaler Klimateinfluß meßbar. Die Jahresmitteltemperatur liegt um 8° C, der wärmste Monat im langjährigen Mittel ist der Juli mit 17,5 - 18° C, der kälteste Monat der Januar mit -0,5° C. In den vergangenen Jahren wird eine Veränderung zu wärmeren und feuchteren Wintern registriert. Die Niederschlagsjahressumme beträgt 500 - 600 mm, es gibt aber auch Gebiete mit 480 - 500 mm Jahresniederschlag. In vielen Jahren sind Früh- und Hochsommertrockenperioden sehr ausgeprägt (Tab. 1).

Die Auswertung ergibt, daß im Sommer gewitterbegleitende Niederschläge vorrangig Erosionsereignisse hervorrufen und daß in den übrigen Jahreszeiten (besonders im Winter) langanhaltende Niederschläge zu Oberflächenabfluß und Bodenabtrag führen können. Fast in allen Jahren werden mehr als 10 Niederschlagsereignisse gemessen, mit denen eine Bodenverlagerung verbunden ist.

Bei der Gliederung des Naturraumes nach Landschaftstypen soll von der Entstehung dieses Gebietes nach dem Prinzip der aus dem Pleistozän überkom-

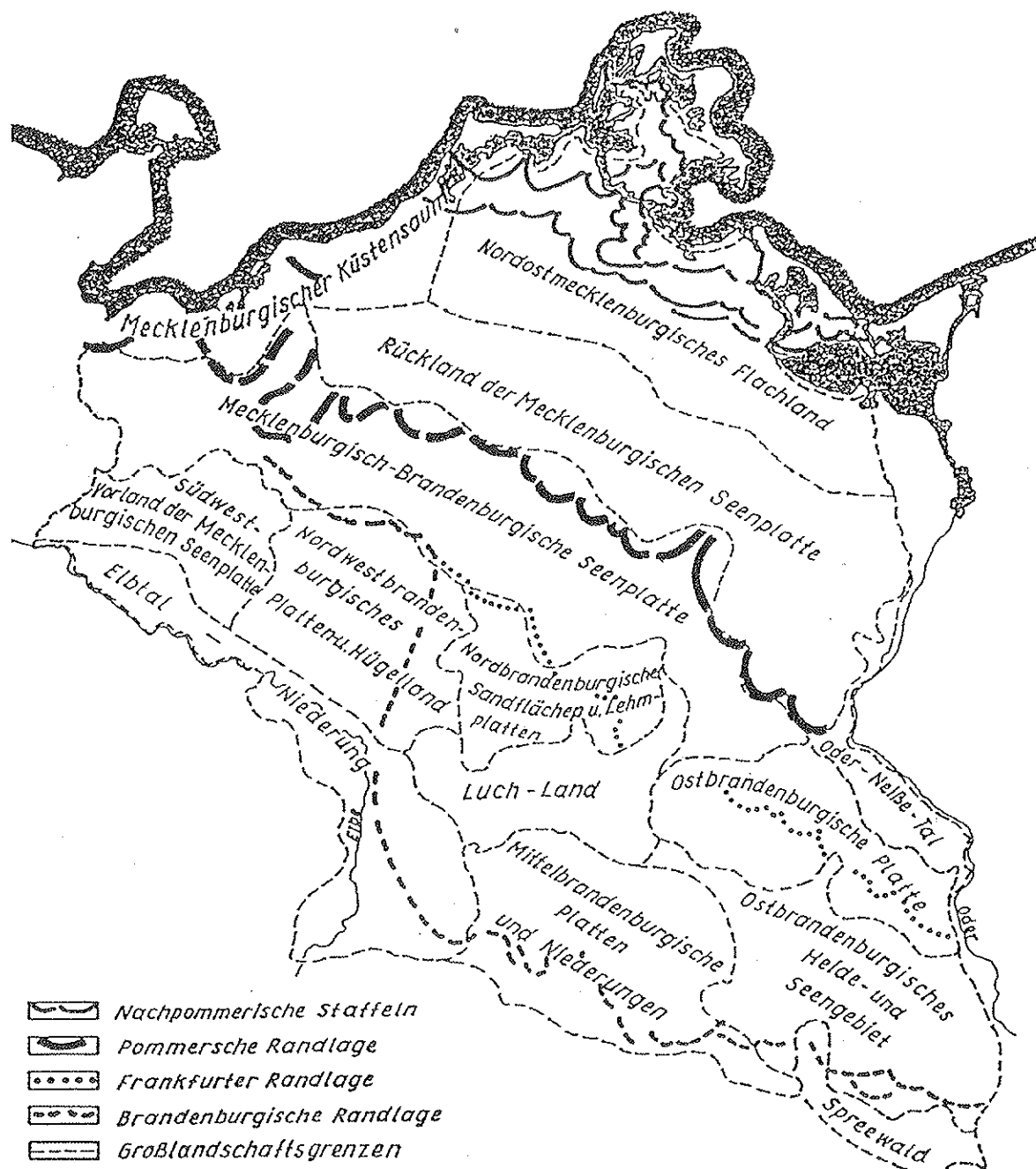


Abb. 16: Weichselzeitliche Eisrandlage und Großlandschaftsgrenzen im Norddeutschen Tiefland (zusammengestellt aus SCHULTZE 1955 und FRANZ 1965)

Tab. 1: Niederschlagstypenverteilung im nordostdeutschen Raum (nach SCHWALBE in BRAMER et al. 1991)

	Winter mm	Frühjahr mm	Sommer mm	Herbst mm	Jahr mm
Gesamtniederschlag	107,3	146,8	180,7	127,1	561,8
Gewitterfreier Dauerniederschlag	91,6	81,8	59,9	99,5	332,8
Gewitterfreier Schauerniederschlag	15,1	34,5	39,8	18,3	107,7
Gewitterbegleitender Gesamtniederschlag	0,6	30,5	81,0	9,2	121,3
Gewitterfreier Gesamtniederschlag	106,7	116,3	99,7	117,8	440,5
Gesamtschauerniederschlag	15,7	65,0	120,8	27,5	229,0

menen „Glazialen Serie“ ausgegangen werden, dem sich dieser Raum zwanglos zuordnen läßt. Danach finden sich folgende Landschaftstypen :

- Landschaftstyp der Grundmoräne,
- Landschaftstyp der Endmoräne,
- Landschaftstyp der großen Täler und Niederungen,
- Landschaftstyp der Sander.

Folgende Charakteristik kann zu den einzelnen Typen gegeben werden:

- **Landschaftstyp der kuppigen Grundmoräne und**
- **Landschaftstyp der flachen bis welligen Grundmoräne.**

Relief

In der Nähe der Endmoräne stark wellig bis kuppig (z. B. Dreescher Seegraben bis Prenzlau), anschließend im Norden wellig bis flach (z. B. Dedelow). Kennzeichnend sind Begleitformen wie Oser und Drumlins, ferner Sölle, kleinere Täler und flache, nicht so große Niederungen.

Substrat

Typisch ist Geschiebemergel (Geschiebelehm), der oft auch mehr oder weniger sandig bis schluffig sein kann, Geschiebe in unterschiedlicher Größe bis zu Blöcken.

Boden

Abhängig von Ausgangssubstratzusammensetzung und Verwitterungsintensität Braunerden bis Parabraunerden und Fahlerden; in den Tälern und Niederungen Gleye oder Moorböden, Staugleye auf stark lehmigen Flächen.

Wasser

Flüsse mit geringer Fließgeschwindigkeit aufgrund des mäßigen Gefälles, Mäanderbildung, teilweise Verlandung, zahlreiche abflußlose Hohlformen; unterschiedlich große, meist flache Seen, Grundwasser tritt meist in zwei oder drei Stockwerken auf.

Vegetation

Ursprünglich Eichen-Buchen-Mischwald, heute weitgehend gerodet und landwirtschaftlich genutzt.

Mikroklima

Auf den ausgedehnten offenen Flächen häufig Windeinfluß.

Naturraumpotential

Biologisches Ertragspotential, Ackerbau, Wiesen- und Weidenutzung.

Probleme

Schleichende Flächenerosion, Schadverdichtungen

- **Landschaftstyp der Endmoränenlandschaft**

Relief

Stark wechselndes, bewegtes Relief; hügelig bis kuppig; wallartige Rücken in mehreren Reihen; Begleitformen: Hohlformen (Sölle und kleine Seen); Täler.

Substrat

Lockermaterial aller Korngrößen von tonigem Schluff über Sande, Kiese bis zu großen Blöcken; ferner Geschiebemergel und „Schollen“ aus nicht pleistozänem Material; in den Hohlformen Torfe, Kalke, Schlicke; Lagerungsstörungen im Substrat sind typisch.

Boden

Auf Sanden Braunerden bis Podsole, auf lehmigen Substraten Parabraunerden bis Fahlerden, oft auch Staugleye, in den Hohlformen und Niederungen org. Naßböden.

Wasser

Oberflächenwasser - Endmoränen sind Quellgebiete. Die Uecker entspringt hier und durchfließt die Endmoräne; Standgewässer (Seen und Sölle) Grundwasserverhältnisse wegen wechselnder Geologie sehr problematisch.

Vegetation

Typisch ist der Perlgras-Buchenwald, auch Rotbuchen-Hainbuchen-Stieleichen Mischwälder, allerdings sind nur noch etwa 20% in dem Gebiet unter Wald. Grünland und eingeschränkt Ackernutzung.

Mikroklima

Kühler und feuchter als die Umgebung.

Naturraumpotential

Schönste Gebiete des norddeutschen Tieflandes, touristischer Wert.

- **Landschaftstyp der Niederungen**

Relief

Meist sehr breite Täler (Niederungen) mit unterschiedlich ausgebildeten Talflanken, Talhänge können 40 bis 50m ansteigen. Die Talauflage liegt meist nur wenig über dem Mittelwasserspiegel des Hauptflusses.

Substrat

Das Material der Talflanken differenziert. Auf der untersten Terrasse besteht es vorwiegend aus schluffigen Sanden, Schlick oder Torf.

Boden

Die Böden wechseln von mehr oder weniger degradierten Braunerden an den Talhängen über Podsole auf den Terrassen bis zu Gley- und Moorböden in den Talauen.

Wasser

An den Talhängen münden Bäche und Vorfluter, in der Aue oberflächennaher Grundwasserstand.

Vegetation

Natürliche Vegetation war Auenwald. Quellmoore: spezielle Vegetation

Mikroklima

Feuchteres und kühleres Klima, Nebelhäufigkeit, Frostgefährdung

Naturraumpotential

Wiesen und Weiden.

Probleme

An den Hängen Gefahr der Bodenerosion, Moordegradierung!

- **Landschaftstyp der Sander**

Relief

Allgemein relativ flache Landschaften, von der Endmoräne allmählich abfallend, manchmal auch mit welligem oder kuppigen Relief. In diesen Gebieten sind vielfach Sölle eingestreut, außerdem flache Seen und Rinnenseen als Abflußbahnen des Schmelzwassers.

Substrat

Sande in unterschiedlicher Körnung, teilweise Lehm- oder Gerölleinschlüsse.

Boden

Verbreitet ist Podsol, aber auch Sandbraunerden.

Wasser

Langgestreckte Seenketten, günstige Grundwasserverhältnisse.

Vegetation

Ursprünglich artenarmer Eichenmischwald, Anpflanzung von Kiefern als Monokultur. Heute vorwiegend Kiefern-mischwälder.

Mikroklima

Trockenes und im Sommer warmes Klima.

Naturraumpotential

Holzreserven im Tiefland, Ackerbau auf lehmigeren Böden. Ausgedehnte Erholungsgebiete.

Probleme

Stoffverlagerungen und Einträge durch Winderosion, Neigung zu Schadverdichtungen, dadurch beachtliche aktuelle Einträge durch Wassererosion.

Der Gebietscharakteristik liegen Arbeiten von MARCINEK et al. (1973) und BRAMER et al. (1991) zugrunde. Die Beispielsgewässer wurden bewußt in den verschiedenen Landschaftstypen ausgesucht.

3.1 Dreescher Seegraben

Der Dreescher Seegraben ist ein Zufluß zum Unteren Uckersee und liegt damit in der für das Land Brandenburg bedeutendsten Agrarlandschaft (Abb. 17). Der Dreescher Seegraben gehört mit einem Einzugs-

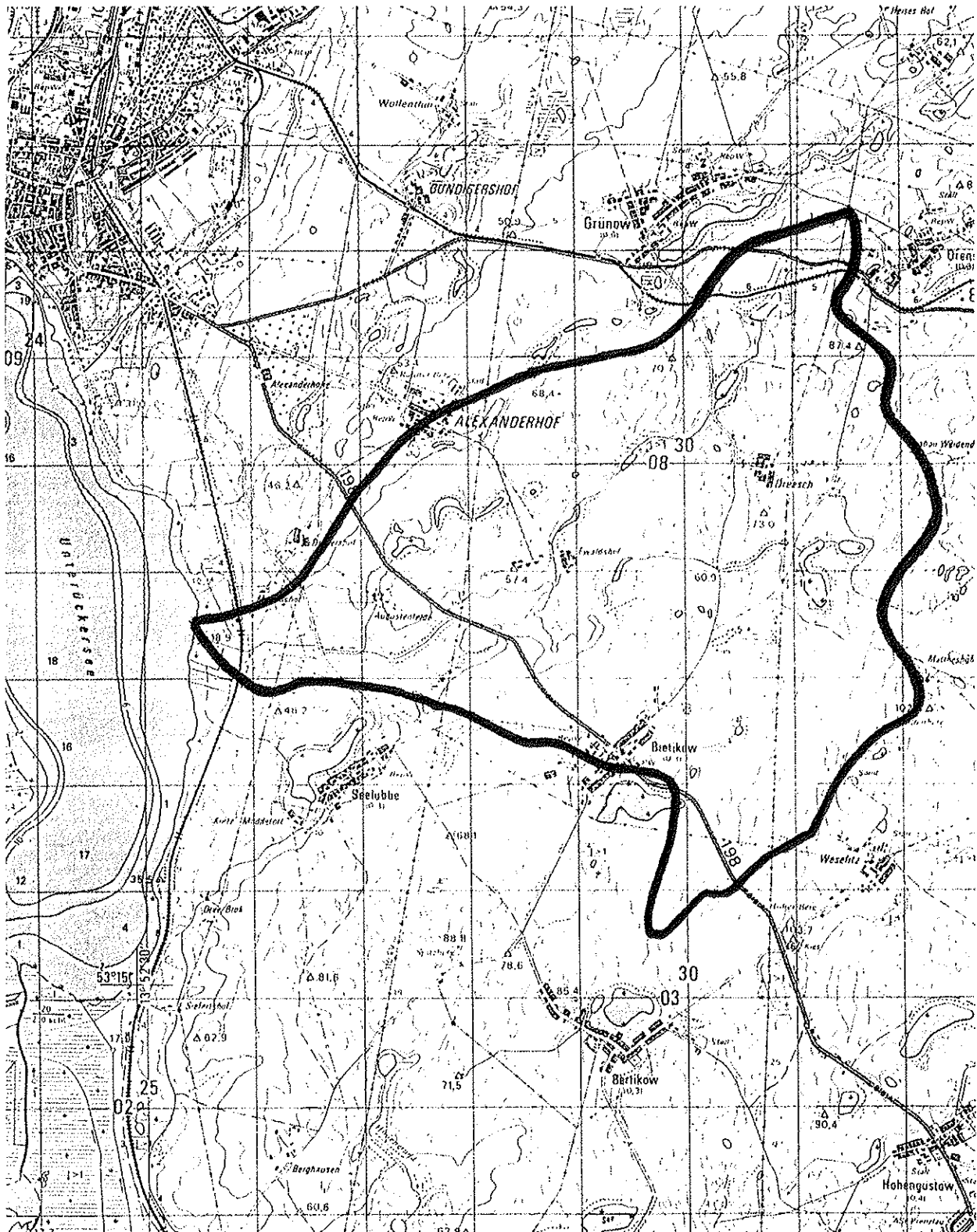


Abb. 17: Einzugsgebiet Dreescher Seegraben (Topographische Karte 1 : 50000)

gebiet von 23,4 km² zu den größten Wasserläufen, die dem Ostufer des Unteren Uckersees zufließen. Teilbereiche sind verrohrt und mehrere Dränsysteme angeschlossen. In diesem Kleinzugsgebiet existieren in geringem Umfang auch oberirdisch abflußlose Senken, die vornehmlich um Sölle gelegen sind sowie Gebiete ohne direkten Oberflächenabfluß. Das Einzugsgebiet selbst liegt im Gebiet der kuppigen Grundmoräne des Pommerschen Stadiums der Weichseleiszeit.

Die Reliefausformung an den Zuflüssen des Unteren Uckersees und die intensive agrarische Nutzung in den vergangenen 250 bis 300 Jahren waren die Ursache für beachtliche Boden- und Nährstoffverlagerungen durch Wassererosion in der Vergangenheit und für die Herausbildung standorttypischer Abtrags- und Auftragsbereiche mit differenziertem Bodenaufbau und vielen abflußpendenden und abflußlosen Kleingewässern. Mehr als 10 Niederschläge pro Jahr können in diesem Gebiet zu Oberflächenabfluß und Bodenverlagerung und in Gewässernähe zu Schadstoffemissionen führen.

Die Böden der Uckermark sind die fruchtbarsten des Landes Brandenburg. Vorherrschend sind sandige Lehmböden mit Bodenwertzahlen bis 55. 99% der landwirtschaftlich genutzten Fläche sind Ackerland und 1% Grünland. Die Böden sind weizen- und zuckerrübenfähig. Allerdings besteht aufgrund der intensiven Pflanzenproduktion und der meistens großflächigen Bewirtschaftung die aktuelle Gefahr erosionsbedingter Stoffverlagerungen von den Ackerflächen in Gewässer. An diesem Beispielsgewässer können flächenhafte Abträge in nachfolgender Höhe prognostiziert werden (Tab. 2).

Diese Schätzung bezieht sich auf einen flächenhaften Bodenabtrag, der allerdings im Jungmoränengebiet seltener auftritt als lineare Abtragsformen. Reale bevorzugte Wassererosionspfade ergeben sich unter den standortspezifischen Gegebenheiten und den Bewirtschaftungsbedingungen im nordostdeutschen Jungmoränengebiet einerseits aus der Oberflächenmorphologie des Geländes und andererseits aus einer intensiven agrarischen Nutzung. Die vom Relief abhängigen Talwege sind über Höhenmodelle zu identifizieren. Die zeitlich und räumlich wechselnden bewirtschaftungsbedingten Abfluß- und Abtragspfade können inzwischen für einzelne Landnutzungssysteme quantifiziert werden. Die bei ackerbaulicher Nutzung entstehenden Fahrspuren vielfältigster Art und Belastung sind in Einzugsgebieten der Beispielsgröße vielfach die stärksten Belastungspfade für erosionsbedingte Stoffausträge in Gewässer. Diese Erkenntnisse und Datenerhebungen können bereits zur Präzisierung der aktuellen Gefährdung genutzt werden, eine Quantifizierung der daraus imitierenden Stoffe ist noch sehr ungenau und kann im Augenblick nur nach den Erosionsereignissen durch eine Schadenskartierung erfolgen. Allerdings lassen sich aus den Kartierungsergebnissen bereits Entscheidungshilfen für den Boden- und Gewässerschutz ableiten (Endbericht zum MUNR geförderten Projekt Nr: FMIH/91-339.18/39-20).

Am Dreescher Seegraben sind inzwischen zwei Bodendauerbeobachtungsflächen eingerichtet worden, auf denen erosionsbedingte Langzeitveränderungen festgestellt werden sollen.

Tab. 2 : Geschätzte Schadstoffeinträge im Gebiet des Dreescher Seegrabens (DEUMLICH u. FRIELINGHAUS in WERNER et al. 1994)

Schlag Nr.	Größe ha	Fruchtart	N-Eintrag partikulär kg	P-Eintrag partikulär kg	N-Eintrag gelöst kg	P-Eintrag gelöst kg
1	27	W. Weizen	0	0	1,8	3,7
2	19	Mais	86	75	1,2	2,5
3	57	Z. Rüben	140	123	3,6	7,4
4	61	Z. Rüben	152	133	3,9	8,0
5	36	W. Raps	89	78	2,3	4,7
6	162	Mais	360	315	5,2	10,5
7	167	Z. Rüben	206	180	5,3	10,8
8	20	W. Weizen	0	0	1,3	2,6
9	98	Mais	435	381	6,3	12,7
10	159	W. Weizen	0	0	5,1	10,3
Summe	807		1.468	1.285	36,0	73,2

3.2 Platkower Mühlenfließ

Die Landschaft wurde entscheidend im Weichselglazial geprägt. Das Landschaftsschutzgebiet Seenkette des Platkower Mühlenfließes/Heidelandschaft Worin befindet sich auf der Lebuser Platte, einem Teil der Grundmoräne zwischen dem südlichen Frankfurter und dem nördlichen Pommerschen Stadium der Weichseleiszeit. Es entstand vor etwa 20 000 Jahren.

Verbindender Landschaftsbestandteil ist das Platkower Mühlenfließ mit einer Reihe von Seen, Teichen und zwei westlichen Nebenvorflutern, der südlicheren Lechnitz aus dem Raum Jahnsfelde/Worin und dem nördlicheren Schurkengraben (Abb. 18). Das Fließ läuft in einer subglazialen Schmelzwasserrinne, die in der Saaleeiszeit unter dem Inlandeis entstanden ist und in der Weichselkaltzeit überprägt wurde. Die Rinne hat sich bis zu 20 m in die Lebuser Platte einge-

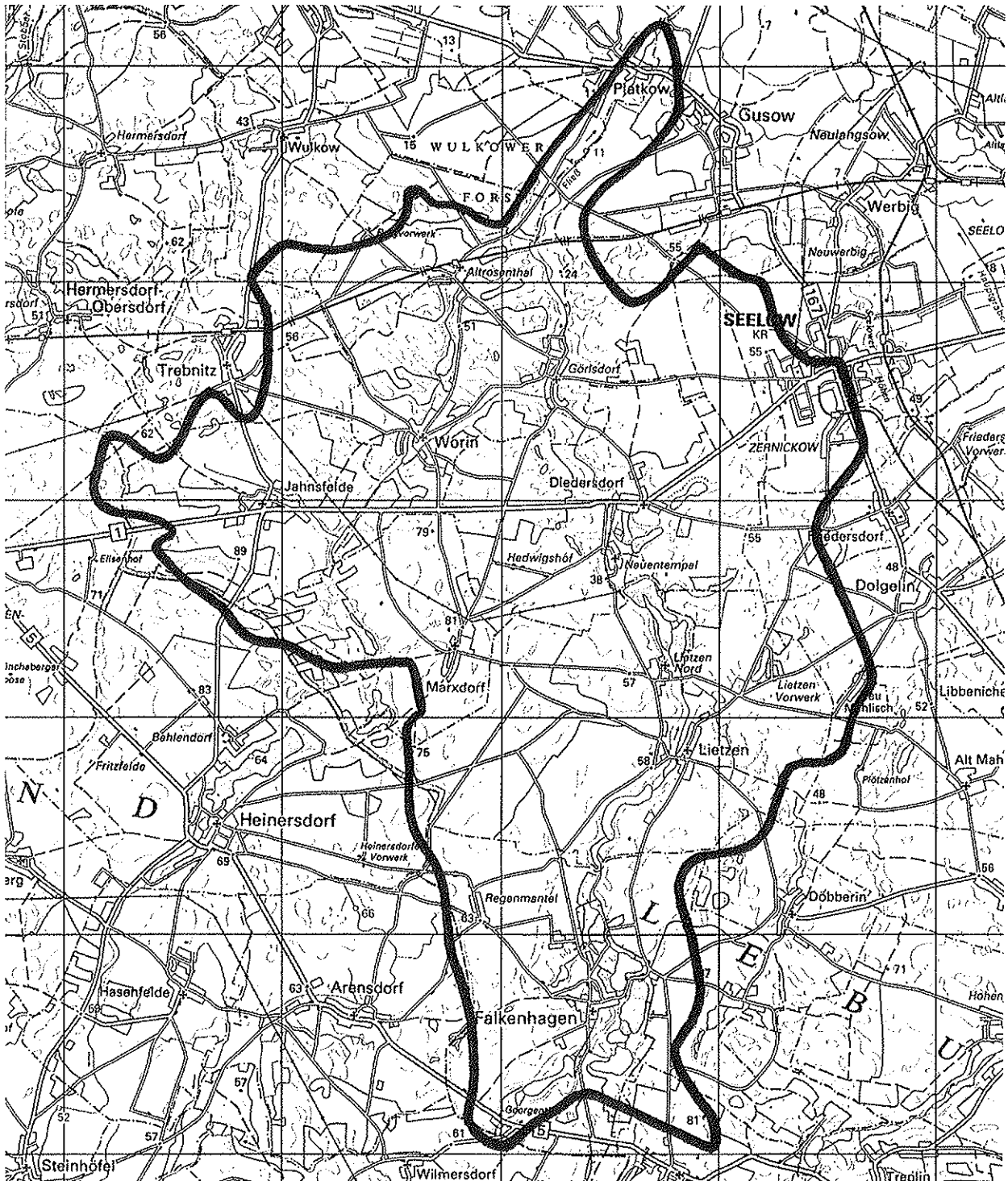


Abb. 18: Einzugsgebiet Platkower Mühlenfließ (Topographische Karte 1 : 100 000)

tieft, verläuft vorwiegend von Süd nach Nord und entwässert in die Alte Oder. Auf der Oberfläche der Lebuser Platte sind viele Sölle anzutreffen. In der heutigen ausgeräumten Agrarlandschaft sind es oft die einzigen Feuchthabitate in großen Gebieten.

Der Hauptvorfluter Platkower Mühlenfließ hat eine Länge von ca. 25 km. Er durchfließt sieben Seen und drei Fischteiche. Mit den zwei westlichen Nebenvorflutern ergeben sich eine See- und Teichfläche von 380 ha sowie ein Einzugsgebiet von 163 km².

Wegen der Schönheit der eiszeitlich geprägten Landschaft, einer abschnittsweise noch intakten Naturraumausstattung, der teilweise erhaltenegebliebenen Natürlichkeit der Gewässer sowie einigen gefährdeten Pflanzen- und Tierarten wurden 1992 6.340 ha zum Landschaftsschutzgebiet erklärt. Aufgrund der langgestreckten Nord-Süd-Ausdehnung von der Spree über den südlich gelegenen Teil des Landschaftsschutzgebietes Madlitz-Falkenhagener-Seengebiet und das Platkower Mühlenfließ bis ins Oderbruch im Norden stellt das Landschaftsschutzgebiet ein wichtiges Biotopverbundsystem dar.

Da das Gebiet bis an den Rand des Oderbruches wellig bis kuppig ist und die sandig-lehmigen Böden mäßig bis stark erosionsanfällig sind, besteht eine potentielle Erosionsgefährdung. Aktuell werden ca. 62% der Gesamtfläche des Gebietes landwirtschaftlich genutzt. 28% entfallen auf Forstflächen, 3% auf Gewässerflächen und 7% auf sonstige. Entsprechend den natürlichen und vom Menschen geschaffenen Gegebenheiten befindet sich der größte Teil der landwirtschaftlichen Nutzfläche (95%) in ackerbaulicher Bewirtschaftung. Der niedrige Anteil des natürlichen Grünlandes (4%) und die stark ausgeprägte ackerbauliche Nutzung haben zur Folge, daß die Ackerbaukulturen zum Teil bis an die Gewässer heranreichen und durch Nährstoffeintrag die Gewässer belasten.

3.3 Neuenhagener Mühlenfließ

3.3.1 Gebietscharakterisierung

Das Einzugsgebiet des Neuenhagener Mühlenfließes (Erpe) liegt nordöstlich von Berlin. Es erstreckt sich in länglicher Form von der Barnimplatte bis zum südlich begrenzenden Berliner Urstromtal, in welchem die Erpe in die Spree mündet. Im Westen wird das Einzugsgebiet durch die Einzugsgebiete der Wuhle und Panke, im Norden von der Wasserscheide zwischen Elbe- und Odersystem und im Osten durch das Fredersdorfer Mühlenfließ begrenzt (Abb. 19).

Der Barnim stellt eine flachwellige Grundmoränenplatte dar, die aus einem mächtigen Geschiebemergelkomplex besteht, der lokal übersandet ist (z. B. bei Werneuchen). Mit Ausnahme der westlichen und nördlichen Randabschnitte fällt die Barnimplatte nach Süden hin ab (HIRRLE 1990). Im nordöstlichen Teil des

Einzugsgebietes befindet sich die Endmoräne der Frankfurter Staffel. In diesem Bereich sind auch die größten Höhen von ca. 135 m über NN anzutreffen.

Das Inlandeis der Frankfurter Staffel war entscheidend für die Reliefentwicklung im Berliner Umland und hinterließ im Einzugsgebiet eine wellige bis kuppige Landschaft, die durch Moränenflächen, Rinnen, Hohlformen und Talebenen gekennzeichnet ist (LANDGRAF 1993). Durch die Schmelzwasserbahnen des abtaunenden Inlandeises entstanden Schlauchsander, in denen heute alle Fließgewässer des Einzugsgebietes liegen. Toteisblöcke, die erst nach der Niedertauphase schmolzen, führten auf den Hochflächen zu Söllen und sind heute zum größten Teil durch moorige Bildungen verlandet (DANIEL 1992).

Heute wird das Einzugsgebiet zu 68% landwirtschaftlich genutzt. Auf bebautes Land sowie Waldflächen entfallen je 13 bis 14%: Die verbleibenden Flächen stellen Dauerbrachen, Moore, Wasserflächen und Straßen dar (Tab. 3).

Tab. 3: Flächennutzung im Einzugsgebiet des Neuenhagener Mühlenfließes
(Quelle: Satellitenszene LANDSAT TM 1989, klassifiziert von ESRI Kranzberg)

Landnutzung	Fläche (ha)	%
Landwirtschaftliche Nutzflächen	12.497	68,0
Wälder	2.566	14,0
Bebaute Flächen	2.406	13,1
Dauerbrachen und Straßen	795	4,3
Wasserflächen	69	0,4
Moore und Heideflächen	30	0,2
Summe	18.363	100,0

3.3.2 Hydrologische Verhältnisse

Das Untersuchungsgebiet stellt ein weitverzweigtes Gewässersystem von größeren und kleineren Gräben dar, die im wesentlichen den Barnim entwässern. Die Hauptgewässer sind im Norden der Teichgraben, welcher dem Haussee bei Seefeld entspringt und später in den Zochegraben übergeht, sowie das östlich des Teichgrabens gelegene Langes Elsenfließ, das mit dem Mühlenfließ zusammentritt und damit zum Neuenhagener Mühlenfließ wird.

Das Neuenhagener Mühlenfließ und der Zochegraben vereinigen sich bei Dahwitz/Hoppegarten und münden als Erpe südlich von Hirschgarten in die Spree (vgl. Abb. 19). Die Größe des Niederschlags-Einzugsgebietes wurde mittels TK 25 AS auf ca. 183 km² abgegrenzt. Das Hauptgewässer Mühlenfließ entspringt nördlich von Werneuchen 81 m über NN und mündet in Köpenick/Hirschgarten bei ca. 32,5 m über NN in die Spree. Aus der Lauflänge von ca. 31,5 km errechnet sich hieraus ein mittleres Gefälle von 1,4 m/km.

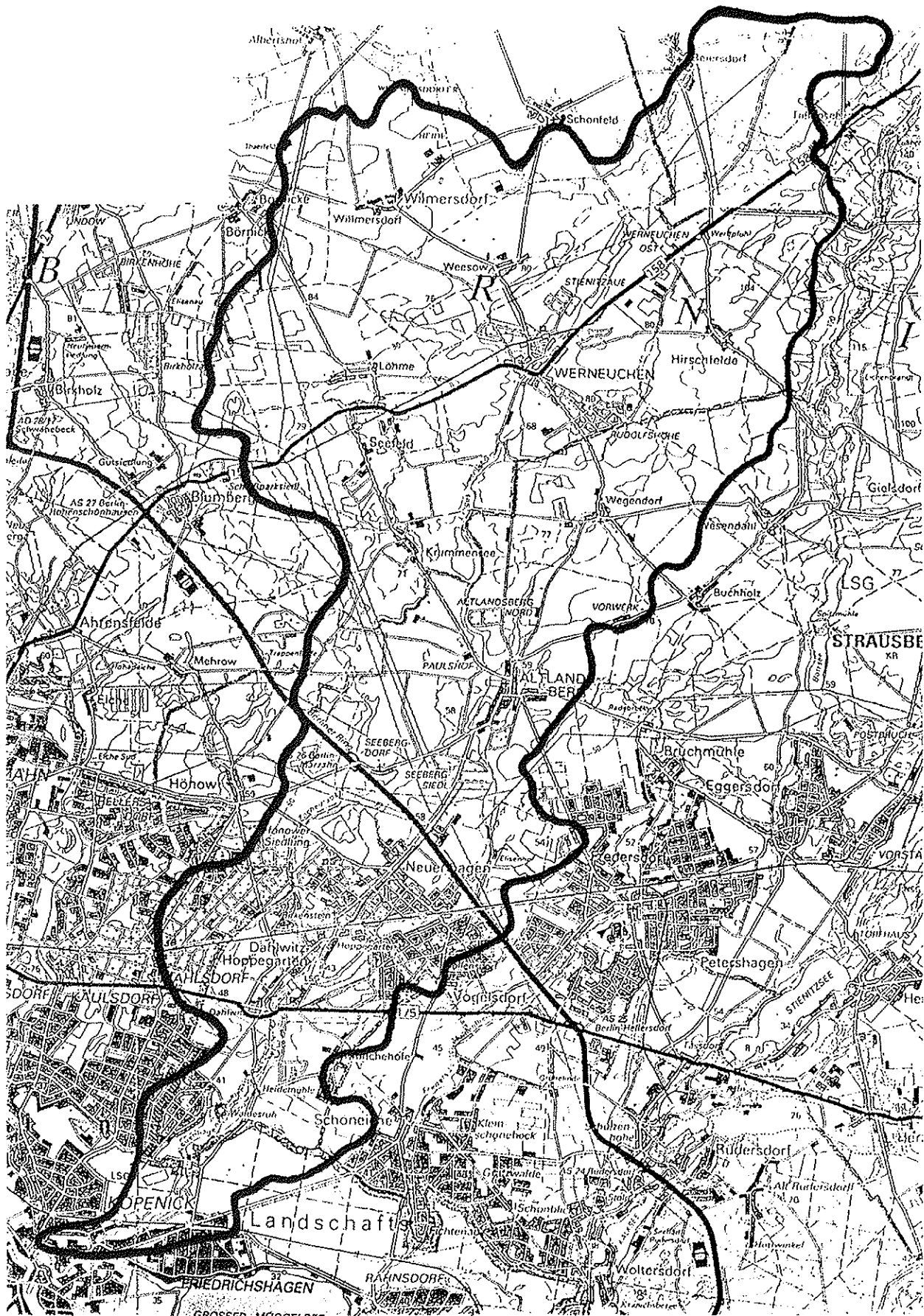


Abb. 19: Einzugsgebiet Neuenhagener Mühlenfließ (Topographische Karte 1 : 100000)

An der Mündung beträgt der mittlere Abfluß zirka 1,4 m³/s. Es ist jedoch zu beachten, daß das Klärwerk Münchehofe an diesem Abfluß mit ca. 0,9 m³/s beteiligt ist. Am Pegel Hoppegarten liegt der vom Klärwerk unbeeinflusste mittlere Abfluß bei ca. 0,47 m³/s, woraus bei dem ca. 159 km² großen Einzugsgebiet bis zu diesem Pegel eine Abflußspende von 2,9 l/(s·km²) resultiert. Im Vergleich zu diesen aus digitalisierten Flächen ermittelten Gebietsgrößen benennt das Landesumweltamt Brandenburg, Außenstelle Cottbus das Einzugsgebiet dieses Pegels mit 184,8 km² und das Hydrographische Kartenwerk der Deutschen Demokratischen Republik das gesamte Einzugsgebiet der Erpe bis zur Mündung mit 201 km².

Die Neigungsverhältnisse im Einzugsgebiet wurden durch Ableitung des Gefälles von einem digitalen Höhenmodell bestimmt. Es ergab sich für ca. 90% der Fläche des Einzugsgebietes eine mittlere Neigung von < 7% und eine maximale von 23%. Ebenfalls durch Ableitung aus dem digitalen Höhenmodell konnten die Flächen der Binnenentwässerungsgebiete errechnet werden. Nach diesen Berechnungen weisen die Binnenentwässerungsgebiete eine max. Fläche von ca. 100 km² (54%) auf und die Gebiete, die oberirdisch durch die Vorfluter entwässert werden, eine von zirka 83 km² (46%).

3.3.3 Meteorologische Verhältnisse

Das Einzugsgebiet liegt im Übergangsbereich vom subatlantischen zum subkontinentalen Klima. Weil

Winde aus westlicher Richtung vorherrschen und damit atlantische Luftmassen heranzuführen, wird das Klima vorwiegend ozeanisch geprägt.

Der Einfluß der Kontinentalität drückt sich in dem Niederschlagsmaximum im Sommer und einer durchschnittlich hohen Anzahl von Schneedeckentagen aus (Tab. 4 und MARCINEK und ZAUMSEIL 1987). Bezogen auf die effektive Klimaklassifikation von W. KÖPPEN gehört das Untersuchungsgebiet zum Cfb - Klimatyp "Buchenklima" (LANDGRAF 1993).

3.3.4 Bodenverhältnisse

Im Einzugsgebiet sind überwiegend Sand- und Lehmlandorte vorzufinden (DANIEL et al. 1992). Sie unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Grund-, Stau- und Sickerwasserbeeinflussung. Auf den grundwasserfernen Hochflächen mit Geschiebemergel als anstehendem Substrat und nur geringer Sandbedeckung finden sich Tieflehm-Fahlerde/Sand-Braunpodsol-Bodengesellschaften.

In den grundwasserfernen Niederungsbereichen sind Sand-Braunpodsol-Bodengesellschaften vorherrschend. Grundwassernahe Niederungsbereiche werden von Sand-Gley/Sandbraunpodsol-Bodengesellschaften und Niedermoor/Gleymoore-Bodengesellschaften eingenommen (LANDGRAF 1993).

Der prozentuale Anteil der einzelnen Standorttypen (vgl. Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung (MMK) 1:25000) ist in Tabelle 5 zusammengefaßt:

Tab. 4: Hydrologische Kenngrößen im Einzugsgebiet des Neuenhagener Mühlenfließes (Mittelwerte von 1901 bis 1950, Quelle: Hydrographisches Kartenwerk der Deutschen Demokratischen Republik. Band I; Berlin 1966)

Zeitraum	Mittlere Temp. (°C)	Mittlerer Niederschlag (mm)	Mittlere Abfluß (mm)
Winterhalbjahr	2,5	225 - 250	80 - 125
Sommerhalbjahr	14,0	300 - 350	75 - 100
Abflußjahr	8,5	550 - 600	125 - 150

Tab. 5: Bodenverhältnisse in% der Gesamtfläche, klassifiziert nach Standorttypen (STT) (Quelle: Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung 1981)

STT	D1a	D2a	D2b	D3a	D3b	D4a	D4b	Mo1a	Mo2a	Mo2b	Rest
%	2,8	19,8	2,4	39,1	6,5	20,6	2,1	4,9	0,1	1,7	36,0

Erläuterung zu den STT:

D1a: Sickerwasserbestimmte Sande (vernässungsfrei; > 80% Sand)
 D2a: Sickerwasserbestimmte Sande und Sande mit Tieflehm (vernässungsfrei; > 60% Auenlehmsand oder Sand; bis 40% Tieflehm)
 D2b: Grundwasserbestimmte Sande (> 40% GW-bestimmt; > 60% Sand)
 D3a: Sickerwasserbestimmte Tieflehme und Sande (vernässungsfrei; 40-60% Tieflehm, 40-60% Sand oder Auenlehmsand)

D3b: Grundwasser- und staunässebestimmte Sande- und Tieflehme
 D4a: Sickerwasserbestimmte Tieflehme (vernässungsfrei; > 60% Tieflehm)
 D4b: Staunässe- und/oder grundwasserbestimmte Tieflehme
 Mo1/2 a: Sandunterlagerte Moore (> 60% Torf über Sand)
 Mo2b: Tiefgründige Torfmoore (> 60% mächtiger Torf)
 Rest: Wasser, Wald, Ort und ohne Angabe

4. Standortanalyse

4.1 GIS-Filter für Schwerpunkte potentieller Stoffeinträge

4.1.1 Bestimmung der potentiellen Wassererosionsgefährdung

4.1.1.1 Übersichtsanalyse für das Land Brandenburg

Der erste Schritt, um ein Gebiet hinsichtlich seiner Wassererosionsgefährdung und der daraus resultierenden Stoffeinträge in Fließ- und Binnengewässer zu beurteilen, ist die Ermittlung der potentiellen Gefährdung. Das wird nach der Hangneigung und der Korngrößenzusammensetzung der Böden vorgenommen. Beide Größen sind in Substratflächentypen und Neigungsflächentypen in der MMK (1983) zusammengefaßt und liegen für das Land Brandenburg kreisweise digitalisiert vor. Durch eine Verschneidung mit der Gemeindedatei GEMDAT können diese relativ zeitstabilen Daten zu einer gemeindeweisen Einschätzung genutzt werden.

Unter Nutzung der Algorithmen der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (LIEBEROTH et al. 1983) können nach Modifizierung aus Substrat- (SFT) und Neigungsflächentyp (NFT) die Wassererosionsgefährdung der Standorte für größere Gebiete abgeleitet werden.

Eine weitere konkrete und flächenmäßige Verknüpfung der Hangneigungsgruppen mit den in der Bodenschätzung ausgewiesenen Bodensubstraten ist ebenfalls möglich (MUNR Bericht „Bodenerosion“, 1994). Allerdings können hierzu nur bedingt die vergesellschafteten Gruppen der MMK genutzt werden. Auch sind die Bodenschätzungskarten bisher nicht digitalisiert. Die Flächentypen aus der MMK sind zur Beurteilung heterogener Flächen geeignet, weil mit ihnen auch subdominierende und begleitende Flächenanteile in weitergehende Beurteilungen einbezogen werden. Für die Berechnung steht ein DV-Programm in dBase zur Verfügung.

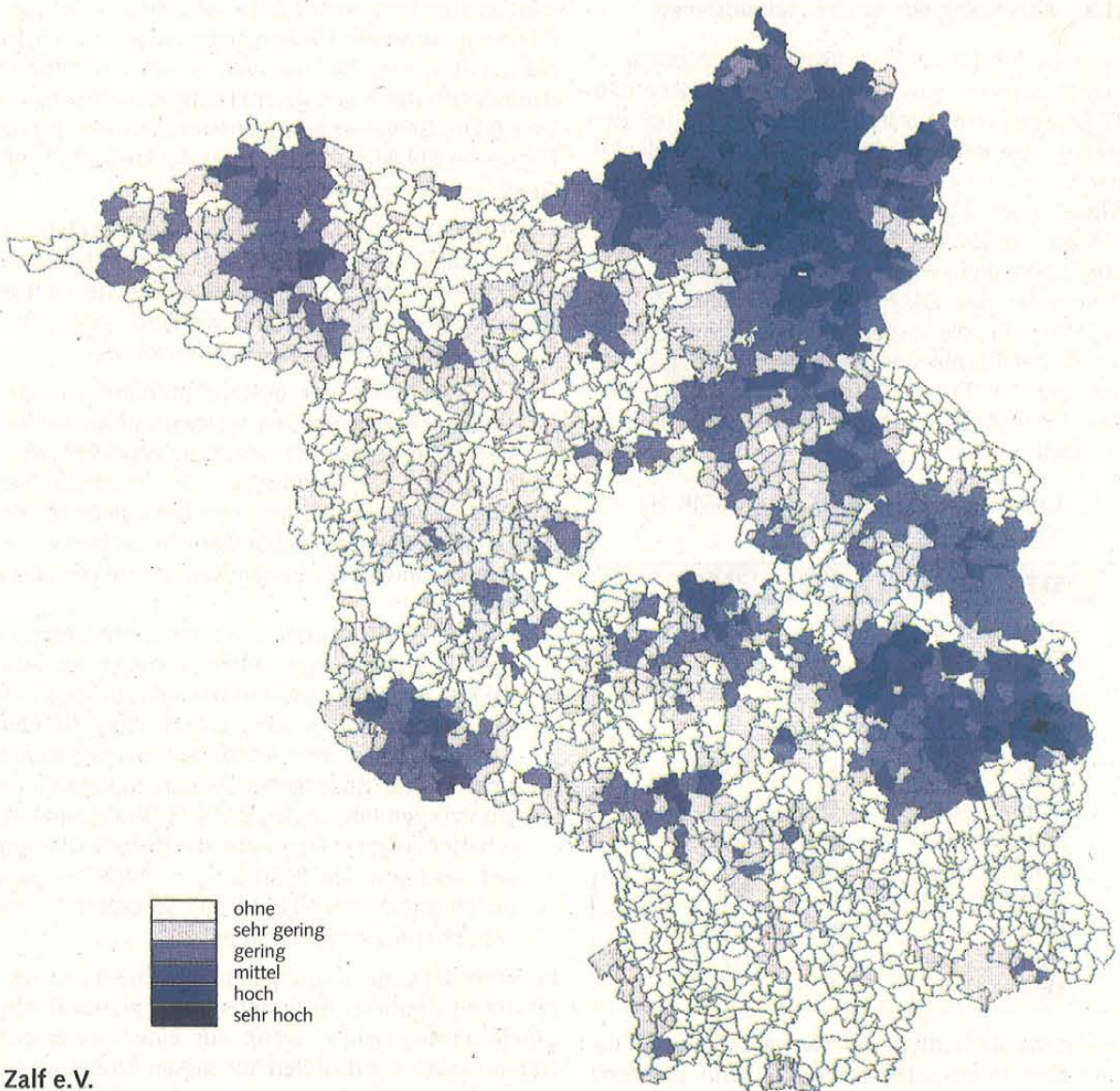
Die Gefährdungskarte (Abb. 20) für das Land Brandenburg ist aus der Matrix (Tab. 6) abgeleitet und stellt die potentielle Erosionsgefährdung gemeindeweise für die LN dar. Die potentiell stärker gefährdeten Gebiete liegen in der Uckermark, der Prignitz, im Fläming und im Barnim.

Tab. 6: Bestimmung der potentiellen Wassererosionsgefährdung

	Substratflächentyp	Neigungsflächentyp						
		01	03	05	07	09	11	13
Bodensubstrat mit Angabe der Korngrößen < 0,0063 mm Ø	Schlüsselnummer nach MMK	eben	flach	flach mit mäßig geneigten Anteilen	flach mit stark geneigten Anteilen	mäßig mit stark geneigten Anteilen	stark geneigt	sehr stark geneigt
Ton; > 38%	18, 19	1*	1	1	2	2	3	4
Sand; 7%	1, 2, 28, 33, 36, 39, 42, 43, 92, 94	1	1	2	2	3	4	5
Lehm- u. Schlufflehm; > 25...38%	11, 14..17, 20	1	2	3	3	4	4	5
lehmige Sande u. sandige Lehme; > 7..25%	3..10, 12, 13, 21..27, 44	1	2	3	4	4	5	5

*1 sehr geringe Gefährdung
2 geringe Gefährdung
3 mäßige Gefährdung

4 starke Gefährdung
5 sehr starke Gefährdung



Zalf e.V.

Institut für Bodenlandschaftsforschung

Bearbeiter: D. Deumlich
J. Thiere
L. Völker

Abb. 20: Gefährdungskarte Wassererosion für das Land Brandenburg

4.1.1.2 Regionale Analyse in den Untersuchungsgebieten

Das im vorhergehenden Abschnitt beschriebene Verfahren muß modifiziert werden, wenn es für lokale bzw. regionale Analysen der Eintragsgefährdung in bestimmte Gewässer bzw. Gewässerabschnitte eingesetzt werden soll. Insbesondere ist der Maßstab der flächendeckend vorliegenden Bodenkarte MMK 100, als der wichtigsten Informationsgrundlage, für kleinräumige Analysen zu klein.

Um den in Tabelle 6 dargestellten Zusammenhang auch für die regionale Analyse nutzbar zu machen, muß auf die Ausgangsdaten der MMK-Kartierung im Maßstab 1:25 000 zurückgegriffen werden. Die in die-

sem Maßstab kreisweise erstellten Arbeitskarten (MMK 25) sind in Ermangelung anderer Datengrundlagen auch für regionale Analysen geeignet. Für die Testgebiete Platkower Mühlenfließ und Erpe wurden diese Daten in digitaler Form aufbereitet. Sie sind grundsätzlich für das gesamte Land Brandenburg verfügbar (digital für das EZG der Spree im IGB und als analoge Originalkarte im Geologischen Landesamt).

Im Rahmen des Projekts wurde diese Datenbasis in Verbindung mit großmaßstäblichen Höhenmodellen in einem Modell für ein Bewertungsverfahren der vergleichenden Wassererosionsgefährdung einzelner Gewässer kombiniert. Alle verwendeten Eingangsdaten sind landesweit verfügbar.

4.1.1.3 Anpassung der Auswertelgorithmen

Der in Tabelle 6 für die Klassifikation der Wassererosionsgefährdung verwendete Substratflächentyp (SFT) ist eine verdichtete Information, die bei der Erstellung der Karte MMK 100 aus verschiedenen Primärinformationen der MMK 25-Arbeitskarten abgeleitet wurde. Um diese Vorklassifizierung auch für die Originalauflösung der MMK 25-Arbeitskarten nutzbar zu machen, wurde durch die beteiligten Projektbearbeiter des ZALF die erforderliche Zuordnungstabelle für die in den Untersuchungsgebieten aufgetretenen Kombinationen aus Standorttyp (STT), Leitsubstrat (LSUT) und Leitbodenform (LBF) reproduziert. Einen Auszug aus der Zuordnungsvorschrift zeigt Tabelle 7:

Tab. 7 Umkodierung der MMK 25 in MMK 100 - Kategorien

STT	LSUT	LBF	SFT
D1a	bs	R	1
D1a	s	R	1
D1a	s	E	1
D2b	s	B	1
D2b	s	R	1
D2b	s	E	1
D2b	s	G	1
D2b	s	O	1
D3a	s	R	1
D3b	s	E	1
D3b	s	G	1
D2a	s	B	2
D2a	s	B	3

Der Neigungsflächentyp, die zweite Eingangsgröße für die Gefährdungsklassifizierung, kann bei dem großen Bearbeitungsmaßstab der Untersuchungsgebiete aus dem lokalen Relief direkt abgeleitet werden, d. h. aus einem entsprechenden Höhenmodell des Maßstabs 1:25 000 oder größer. Als Ausgangsgröße für den Parameter Neigungsflächentyp wird aus dem Höhenmodell die lokale Größe Hangneigung berechnet, die in die erforderlichen Neigungsstufen (s. Tab. 6) klassifiziert wird.

Im Sinne einer Übersichtsanalyse zur Gefährdungsklassifikation wird angenommen, daß die Richtung der Erosionstransporte in ausreichender Näherung mit dem oberflächlichen Abfluß des Wassers übereinstimmt. Dieser Prozeß kann im rasterorientierten GIS (s. 4.1.1.4) direkt aus dem selben Höhenmodell abgeleitet werden, das auch für die Berechnung und Klassifizierung der Hangneigung genutzt wird.

Für die Analyse quantitativ differenzierter Belastung der Gewässer durch erosive Einträge werden diejenigen Flächen des Direktinzugsgebietes ausgeschlossen, die durch Streifen natürlicher Vegetation (schmalere oder breitere) vom Ufer der untersuchten Gewässer getrennt werden. Das bedeutet, daß in eine

klassifizierende Bewertung der aktuellen Erosionsgefährdung nur solche Flächen einbezogen werden, für die abgetragenes Material von einem erodierbaren (landwirtschaftlich genutzten) Hang in durchgängiger Linie bis ins Gewässer gelangen kann. Von den grauen Flächen in Abbildung 21 ist dieser direkte Zufluß zum Gewässer nicht möglich.

Die Lage und Größe von aktuellen Vegetationsflächen, die erodierendes Material vor dem Eintrag in die Gewässer zurückhalten und als Filter für die Eintragsmodellierung verwendet werden, können aus verschiedenen Quellen abgeleitet werden.

- 1.) Die Ergebnisse der Bestandsaufnahme in den Untersuchungsgebieten werden auf Grund der hohen Genauigkeit vor allem zur Modellentwicklung und zur Verifikation der methodischen Ansätze verwendet. Die erzielten Ergebnisse der Gefährdungsklassifikation können mit den weiteren Ergebnissen der Bestandsaufnahme verglichen werden.
- 2.) Für die GIS-gestützte Erosionsabschätzung im Vorfeld großräumiger Untersuchungen muß auf solche Landnutzungsinformationen zurückgegriffen werden, die im Land Brandenburg flächendeckend digital oder kartographisch vorhanden sind. In den Modellgebieten wurden deshalb die zusätzlichen Inhalte der MMK 25 (Wald und Ortschaften) und die Ergebnisse der Biotopkartierung auf Basis von CIR-Befliegungen digitalisiert und die entsprechenden Flächen als Schutzfilter in die Modellierung aufgenommen.

Im Sinne der Untersuchungen in diesem Projekt werden damit Uferbereiche undifferenziert als vor Eintrag geschützt angesehen, wenn aus einer der beiden Datenquellen Randstreifen für diesen Uferabschnitt interpretierbar sind. Es ist von besonderem Interesse für die Einsatzvorbereitung der Methodik, die inhaltliche und räumliche Repräsentativität dieser Daten bezüglich des Nachweises aktuell wirksamer Schutzstreifen gegenüber erosivem Eintrag zu überprüfen und zu differenzieren.

4.1.1.4 Module der GIS-Modellierung

Es werden GIS-Modelle für drei Fragestellungen getestet:

- 1.) Unterscheidung und Quantifizierung der Flächen im Direktinzugsgebiet eines Uferabschnitts, aus denen erosiver Abtrag direkt ins Gewässer transportiert werden kann und solcher, deren Austrag durch entsprechende Vegetation potenziell zurückgehalten werden kann.
- 2.) Grobquantitative Klassifizierung des Austragspotentials der erodierenden Flächen im Direktinzugsgebiet.
- 3.) Ermittlung von bevorzugten Transportpfaden für erosives Material (s. Abschnitt 4.1.3)

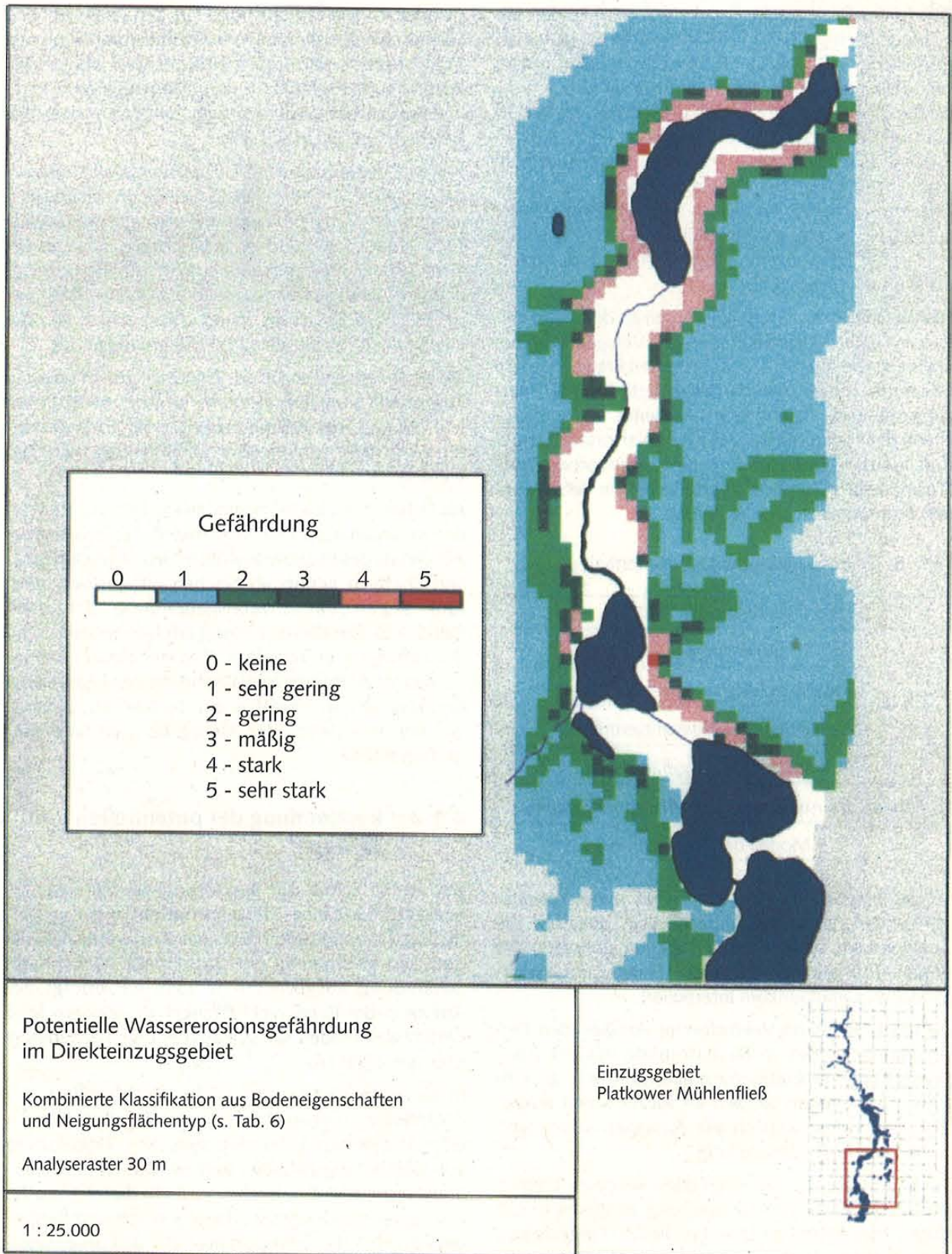


Abb. 21: Die potentielle Erosionsgefährdung im Einzugsgebiet Platkower Mühlenfließ

Für die Realisierung der GIS-Funktionen werden alle erforderlichen Linien- und Flächendaten in ein Rasterformat (hier ARC/INFO - Rasterformat GRID) umgesetzt. Die Festlegung der Rasterweite wird durch die Auflösung der Ausgangsdaten (MMK 25, TK 10, CIR) bestimmt und schwankt dementsprechend zwischen 10 und 30m. Mit dieser Auflösung wird eine gute Übereinstimmung mit der angestrebten räumlichen Differenzierung der Randstreifenplanung entlang der Gewässerufer erreicht. In Richtung senkrecht zum Ufer ist die Differenzierung ausreichend für die geforderte Situationsbewertung.

Die verschiedenen Modelle werden als definierte Folgen von GIS-Transformationen und Verschneidungen realisiert. Die drei zu beantwortenden Fragen werden basierend auf demselben Datenbestand unter Nutzung mehrerer Teilmodelle bearbeitet, die entsprechend der konkreten Aufgabe modular zusammengefügt werden. Insbesondere die Datenvorbereitung (Teilmodelle 1-3 in Tab. 8) erfolgt für die verschiedenen Teilmodelle in gleicher Weise.

Tab. 8: Teilmodelle des Erosionspotentials

Teilmodell
Höhenmodell
Modell des Neigungsflächentyps
Modell der Bodenklassifizierung
Modell der Erosionsgefährdung
Modell des Ausschlusses erodierender Flächen
Modell der Talwege

Bei der Erstellung des Höhenmodells werden zusätzlich zu den Originalhöhendaten der Topkarten alle Gewässerufer als wirksame Tallinien definiert. Die Höheninformation entlang dieser Linien wird aus vorhandenen Gefällpunkten interpoliert.

Die in der Regel im Vektorformat vorliegenden Originaldaten werden in Rasterformate mit der oben angegebenen Diskretisierung überführt. Alle analytischen Operationen werden im Rasterformat ausgeführt und liefern letztlich alle Aussagen in der typischen gerasterten Darstellung.

Die Ergebnisse der GIS-gestützten Analysen können am besten nach der Aufbereitung in thematischen Karten interpretiert werden. Für die drei Fragestellungen werden nachfolgend (bzw. in Kap. 4.1.3) typische Darstellungsformen der Modellierungsergebnisse vorgeschlagen und an Beispielen aus den Testgebieten demonstriert.

In Abbildung 22 sind diejenigen landwirtschaftlichen Flächen eines Testgebiets im EZG der Erpe farblich (gelb) hervorgehoben dargestellt, von denen erosive Austräge direkt ins Gewässer gelangen können

(Modell 4). Die Stoffausträge aus den verbleibenden Flächen werden durch den in Fließrichtung liegenden Vegetationsbereich (grün) entsprechend obiger Diskussion zurückgehalten (grau), akkumulieren in lokalen Senken des Geländes oder haben anderweitige Landnutzung (jeweils weiß).

Bei der Anwendung zur IST-Zustandsbewertung werden mit dem Modell vor allem diejenigen Flächen herausgefiltert, von denen erosiver Abtrag in das Gewässer gelangen kann und die aus Sicht des Schutzes vor Eintrag einer weitergehenden quantitativen Untersuchung unterzogen werden sollten. Die Zuverlässigkeit der Flächenabgrenzung hängt entscheidend von der Genauigkeit des einsetzbaren Höhenmodells ab.

Bei einer Anwendung in der Planung kann mit diesem Teilmodell simuliert werden, welche zusätzlichen Flächen nach der Anlage neuer Gewässerschutzstreifen nicht mehr zum erosiven Direkteintrag beitragen werden.

Als Ergebnis der klassifizierenden Flächenanalyse werden in Abbildung 21 die im Direkteinzugsgebiet eines Abschnitts des Platkower Mühlenfließ liegenden landwirtschaftlich genutzten Flächen differenziert nach fünf Stufen der Erosionsgefährdung dargestellt (Modell 5). Die Klassenbildung erfolgte entsprechend der Einteilung in Tabelle 6. Das mit diesem Modell bestimmte Abtragspotential kann mit den Ergebnissen der Analyse von Modell 4 auf die Flächen reduziert werden, von denen der Abtrag bis zum Gewässer gelangen kann.

4.1.2 Bestimmung der potentiellen Talwege

Der zweite Schritt zur Beurteilung der Wassererosionsgefährdung eines Gebietes besteht in einer Präzisierung der potentiellen Wassererosionspfade. Überall dort, wo großräumig eine potentielle flächenhafte Gefährdung ausgewiesen worden ist, erfolgt der Abtrag in der Regel nicht flächenhaft, sondern folgt bestimmten Pfaden, die sich aus der Oberflächenmorphologie ergeben.

In Einzugsgebieten wird durch die Ermittlung der potentiellen „Talwege“, die in der Regel an Mulden oder Tiefenlinien gebunden sind, eine Eingrenzung von Gefährdungsgebieten sinnvoll. Das schließt allerdings nicht aus, daß auch außerhalb dieser Bereiche Einträge in die Gewässer erfolgen, wenn zum Beispiel ein ausgeprägter Fahrspuranteil auf den angrenzenden Ackerflächen in Gefällrichtung vorhanden ist, bzw. wenn Ackerrandfurchen, Straßen oder Wege hangabwärts in Richtung Gewässer verlaufen. In diesen präzisierten Bereichen der Gewässereinzugsgebiete sind dann zuerst Schadenskartierungen auf den ackerbaulich genutzten Flächen vorzunehmen, weil mengenmäßig über diese Pfade die Haupteinträge zu vermuten sind. Die möglichen Einträge in gelöster

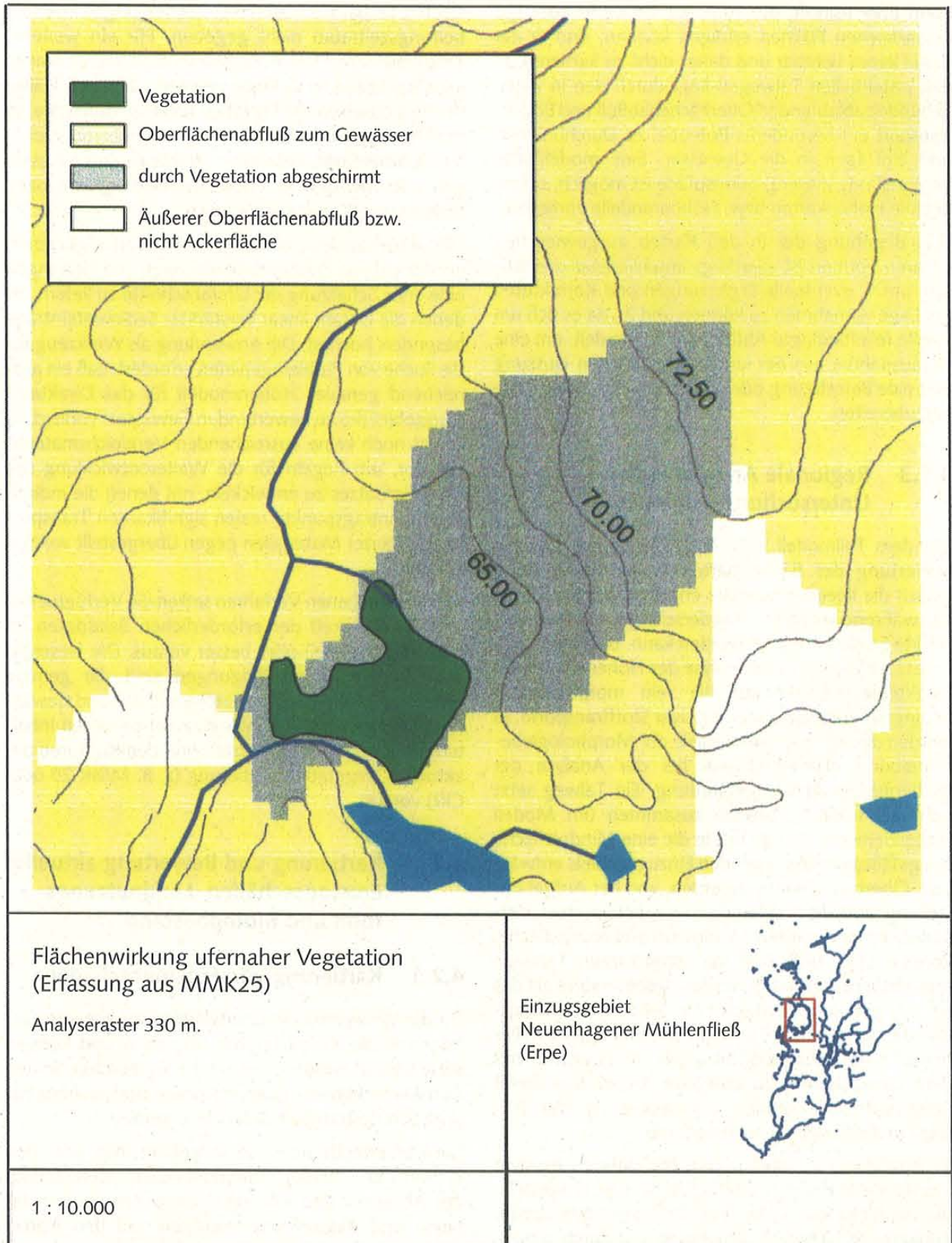


Abb. 22: Die flächenhafte, erosionsmindernde Wirkung ufernaher Vegetation im Einzugsgebiet des Neuenhagener Mühlenfließes (Erpe)

Form über Runoff, die auch auf Grünland oder gut bewachsenen Flächen erfolgen können, sind in der Regel kaum sichtbar und daher nicht zu kartieren. In den potentiellen Talwegen liegt durch den in ihnen gebündelt ablaufenden Oberflächenabfluß und Bodentransport ein besonderes Potential zu Durchbrüchen und Einträgen in die Gewässer. Eine modellhafte Beschreibung dieser Erosionspfade ist möglich, sofern digitale Höhenkarten bzw. Höhenmodelle vorliegen.

Eine Begehung der in den Karten ausgewiesenen linearen Formen ist allerdings anschließend unerlässlich, um 1. eventuelle Ergänzungen und Korrekturen der Lage vornehmen zu können und 2., da es sich um stabile reliefbedingte Abflußbahnen handelt, um eine Herausnahme aus der landwirtschaftlichen Nutzung und eine Befestigung oder Gestaltung als Sickerwege vorzubereiten.

4.1.3 Regionale Analyse in den Untersuchungsgebieten

Mit dem Teilmodell 3 (s. 4.1.1.4) können über die Bewertung der flächenhaften Erosionsgefährdung hinaus die linearen Bereiche ermittelt werden, durch die während intensiver Niederschlagsereignisse verstärkte Erosion erwartet werden kann. Dieser Modellansatz zielt durch Detailanalyse des Höhenmodells im Direkteinzugsgebiet auf die rein morphologisch bedingten Vorzugsbahnen erosiver Stofftransporte. Es werden dieselben Grundmodelle der Morphologiebeschreibung verwendet wie bei der Analyse der flächenhaften Abtragsgefährdung. Ein Talweg setzt sich aus solchen Punkten zusammen (im Modell Rasterelemente $30 \cdot 30$ m), in die eine Mindestfläche des gefälleaufwärts liegenden Einzugsgebiets entwässert. Oberhalb einer bestimmten, von der Aufgabenstellung und den regionalen morphologischen Verhältnissen bestimmten Mindestentwässerungsfläche, können Lage und Zahl der signifikanten Talwege reproduzierbar ermittelt werden. Insbesondere gilt das für das problemspezifische Modellziel, die Schnittpunkte signifikanter Talwege (potentiell akkumulierender Erosionsbahnen mit großem Hinterland) mit dem Gewässerufer zu ermitteln. Es werden damit potentielle Schwerpunkte punktuellen erosiven Eintrags in die Gewässer vorhergesagt.

In Abbildung 23 sind potentielle Bahnen erosiver Transporte in einem Testgebiet an der Erpe dargestellt, die auf der Basis eines Digitalen Höhenmodells aus der Topkarte TK10 berechnet wurden und durch subjektiv visuelle Interpretation des Verlaufs der Höhenlinien nicht abgeleitet werden können. Hervorgehoben sind die Punkte des Gewässerufers gekennzeichnet, für die mit dem Modell Schnittpunkt von Talwegen mit den Uferlinien der Gewässer berechnet werden. Die Verifikation der Prognosen dieses Modelltyps ist an entsprechende Niederschlagsereignisse und unmittelbar nachfolgende Beobachtung gebunden. In dem darge-

stellten Testgebiet waren diese Bedingungen im Bearbeitungszeitraum nicht gegeben. Für ein weiteres Testgebiet am Platkower Mühlenfließ wurden analoge Ergebnisse im Gelände verifiziert: Etwa die Hälfte der Prognosen wurde bestätigt, teilweise durch direkte Beobachtung von ausgewaschenen Rinnen oder lokalen Sedimentakkumulationen, teilweise durch Aussagen von Anwohnern über Erosionsereignisse nach historischen Starkregenereignissen.

Die Gebietsanalyse mit diesem Verfahren ist geeignet, im Vorfeld von Detailuntersuchungen und Planungen eine erste Schätzung der Uferabschnitte zu liefern, an denen die Gefahr linear verstärkter Sedimenteinträge besonders hoch ist. Die Anwendung als Werkzeug für die Suche von Problemgebieten erfordert, daß ein ausreichend genaues Höhenmodell für das Direkteinzugsgebiet des zu bewertenden Gewässers vorliegt. Es liegen noch keine ausreichenden Vergleichsmaterialien vor, um Regeln für die Weiterentwicklung des Modellansatzes zu entwickeln, mit denen die modellierten Eintragungspunkte realen signifikanten Transporten erodierter Materialien gegen übergestellt werden können.

Alle beschriebenen Verfahren setzen die Verfügbarkeit und Paßfähigkeit der erforderlichen Basisdaten im Maßstab 1:10 000 oder besser voraus. Die wesentlichen Anwendungsbedingungen sind die genaue Lageübereinstimmung von Höhenmodell und Gewässerverlauf sowie den Abgleich zwischen diesen Inhalten der topografischen Karten und den Konturen der aktuellen Vegetationskartierung (z. B. MMK 25 oder CIR) voraus.

4.2 Kartierung und Bewertung aktueller Erosionsschäden, Landnutzungsform und Biotopbestand

4.2.1 Kartierung von Erosionsschäden

Da die Wassererosion überwiegend zu linearen Einträgen in die Gewässer führt, müssen und können diese kartiert werden. Aus einer lokal durchgeführten Aufnahme können dann effiziente und kostengünstige Schutzstrategien entwickelt werden.

Die Kartiermethode ist so aufgebaut, daß über den Beginn der Oberflächenabflußbildung, den Verlauf des Abflusses und Abtrages sowie den Sedimentations- und Akkumulationsvorgang auf den Ackerflächen und an den Gewässern Aussagen über das gesamte System und die Stärke der Belastung gewonnen werden können.

Die Methode ist darauf ausgelegt, das gesamte morphologische Einzugsgebiet zu kartieren und damit Formen und Schäden so genau wie möglich zu dokumentieren und durch eine wiederholte Kartierung eine repräsentative Aufnahme zu erhalten, mit deren Hilfe

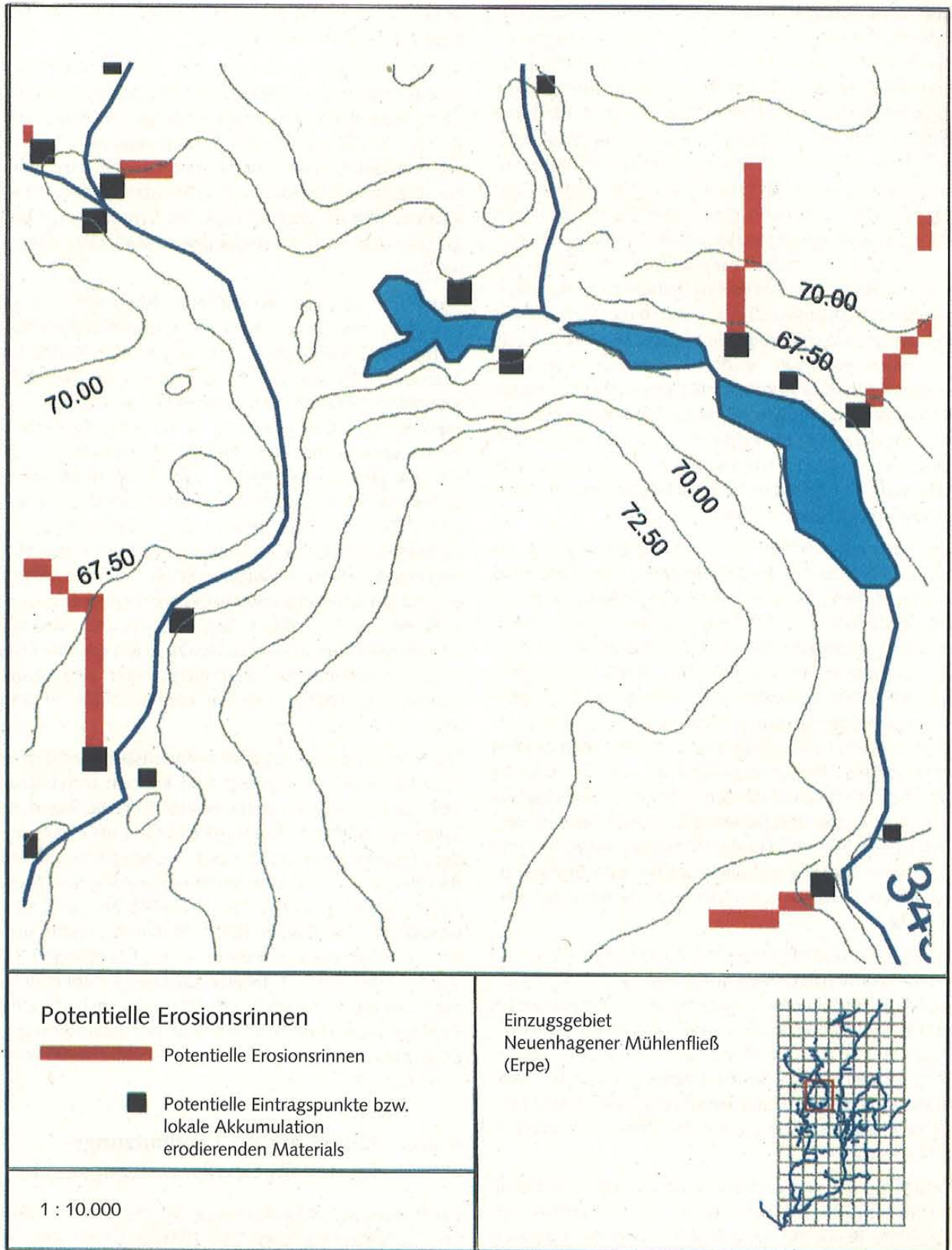


Abb.23: Die potentiellen Erosionsrinnen im Einzugsgebiet des Neuenhagener Mühlenfließes (Erpe)

über computergestützte Boden- oder Geographische Informationssysteme (BIS/GIS) dann Prognosen über die Ursachen und die Häufigkeit der Schadensereignisse abgeleitet werden können. Eine genaue Quantifizierung der verlagerten Mengen ist damit nicht beabsichtigt, lediglich eine grobe Schätzung der abgelagerten Sedimentmengen und ihrer Zusammensetzung. Es kann daraufhin ein erster Hinweis auf Menge und Zusammensetzung der aus der Erosionsfläche ausgetragenen Stoffe geliefert werden. Im Vordergrund stehen nutzungsbedingte Ursachen für die Bodenverlagerung. Bei den in Brandenburg durchgeführten Kartierungen sind außerdem die Austräge aus den Ackerflächen und die Einträge in Nachbarbiotope wie Binnengewässer, Vorfluter, Feuchtbiotope usw. wegen des hohen Anteils schützenswerter Ökotope in den Agrarlandschaften von besonderer Bedeutung. In der Regel verläuft die Felddaufnahme und die Herstellung thematischer Karten sowie die rechnergestützte Erfassung der Schäden in Schadensblättern in nacheinanderfolgenden Schritten.

Die Kartierung erfolgt nach der Kartieranleitung zur Erfassung aktueller Erosionsformen, erarbeitet vom Fachausschuß „Bodenerosion“ des DVWK, die durch die Schadenskartieranleitung „Wassererosion“ Brandenburg standortspezifisch untersetzt wurde (Endbericht Bodenerosion MUNR 1994). Nach Niederschlägen mit hoher Intensität oder mehr als 10 bis 20 mm Menge und zum Ausgang niederschlags- und schneereicher Winter sollte die Kartierung der durch Erosion entstandenen Pfade vorgenommen werden. Wichtig ist, daß unmittelbar nach dem Erosionsereignis kartiert wird, da später möglicherweise schon Spuren verwischt sein können. Für die Winterkartierung steht in der Regel ein längerer Zeitraum bis zum Bestandes-schluß der Kulturen (ca. März bis Ende April) zur Verfügung.

Im Vordergrund stehen bei der Kartierung die Wassererosionsformen Bodenablösung, Bodentransport, Akkumulation und Austrag. Abgetragener, umgelagerter und aufgetragener Boden wird in Form von Längen-, Flächen- und Raummaßen erfaßt. Von großer Bedeutung ist die Korngrößenzusammensetzung im akkumulierten Sediment und eventuell dessen Phosphorgehalte, da diese Gehalte auf den Eintrag in Gewässer schließen lassen.

Grundlage für die Kartierung ist die topographische Karte 1:25 000 (Ausgabe Staat) des zu kartierenden Gebietes. Bevor mit der Arbeit im Gelände begonnen wird, sollte man sich anhand von weiteren Karten (z. B. Biotopkartierung, Gewässerschutzkarten, Erosionskarten, Schadensblätter früherer Kartierungen) oder Luftbildern über wichtige Kriterien im Gebiet informieren, die mit dem Erosionsereignis in Verbindung stehen. Im Gelände muß jede Erosionsform von ihrem Ausgangspunkt, dem Initialbereich, bis hin zu ihrem Ende verfolgt werden. Die Vorgehensweise kann auch in um-

gekehrter Richtung erfolgen, in jedem Fall wird der gesamte Stoffpfad kartiert.

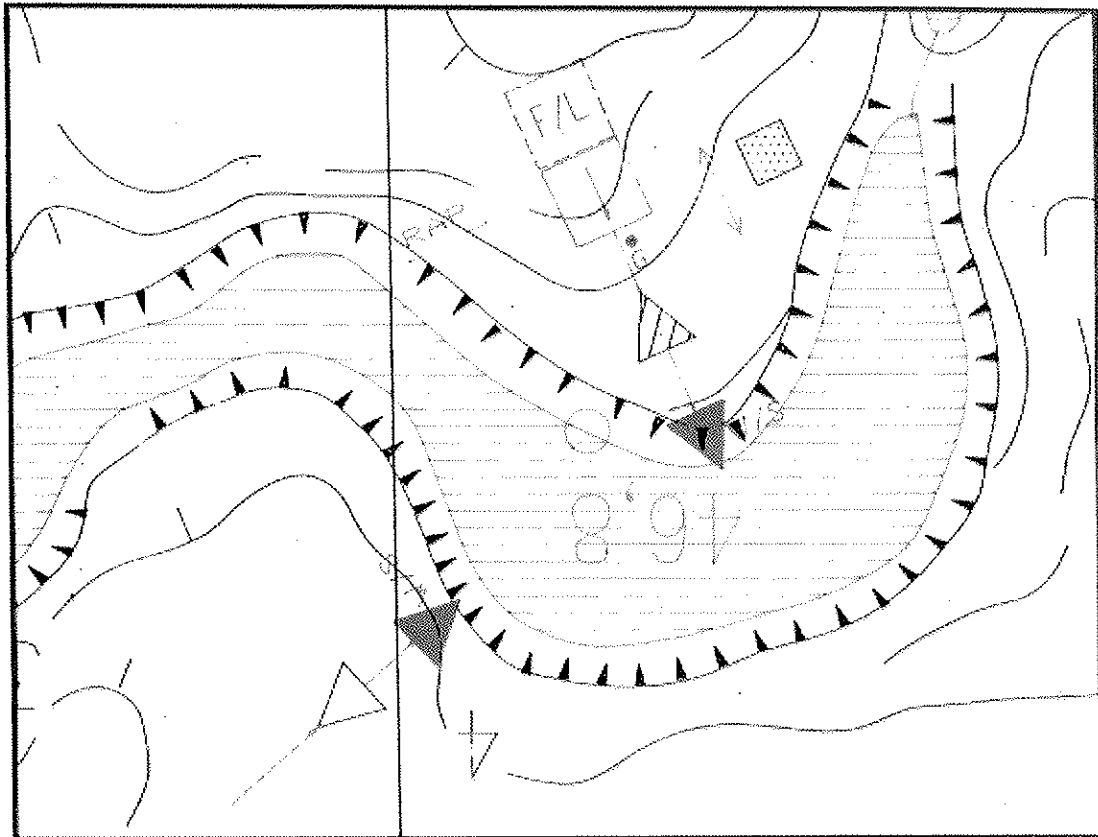
Bewährt hat sich in vorliegendem Fall, von den Eintragsformen in die Beispielsgewässer auszugehen und dann über die Sedimentationsflächenermittlung am Rande der Gewässer den Formenverlauf hangaufwärts zu beschreiben, auszumessen und zu beproben. Die Ergebnisse werden unter Benutzung der in der Kartieranleitung vorgeschlagenen Symbole in topographischen Karten verschiedener Maßstäbe dargestellt.

Sollen Eintragspfade an größeren Abschnitten, z. B. entlang eines Gewässers bzw. größere Erosionssysteme dargestellt werden, verwendet man Karten im Maßstab 1:10 000. Die für die Erosionsformen verwendeten Symbole sind so gewählt, daß sie in Geographischen- (GIS) oder Bodeninformationssystemen weiter verarbeitbar sind. Neben der Darstellung der Kartiererergebnisse auf Karten wird zu jedem Erosionssystem ein Schadensblatt (Dokumentationsblatt) erarbeitet. Die volle Aussagekraft der Erosionsschadenskarte ist meist nur in Verbindung mit den Informationen aus dem Schadensblatt möglich. Schadensblätter empfehlen sich besonders bei wiederholten Erosionsschäden, da diese klarer diagnostiziert und interpretiert werden können und so Hinweise auf erhöhte Erosionsdisposition eines Standortes oder einer Nutzungsform gegeben werden können (Abb. 24 und 25).

Die Informationen aus dem Schadensblatt werden in Sachdatenbanken abgelegt und können somit Baustein für das Fachinformationssystem FIS-Bo Brandenburg werden. Die Schadenskartierung im vorliegenden Projekt konzentrierte sich vorwiegend auf die Basislinien, d. h. auf eine genaue Erfassung der Übertrittsbereiche zwischen den Initialflächen und den Gewässern. Für jeweils 30 m -Abschnitte rechts und links des Gewässers wurden 6 im Fragebogen (s. 4.3.1) unter Block 1 fixierte Zustandskriterien definiert, die die im Gelände erfaßten erosionsbedingten Einträge bewertbar machen. Aus der Beantwortung der Fragen 1.1 bis 1.6 kann folgendes abgeleitet werden (Tab. 9):

4.2.2 Kartierung der Landnutzungsformen im Gewässereinzugsgebiet

Die Bildung von Oberflächenabfluß sowie der Befund von Bodenabtrag und Oberflächenabfluß werden wesentlich von der Landnutzung geprägt. Langjährige Untersuchungen haben dazu geführt, einen Grenzwert von 2 t Trockenmasse je ha oder gleichmäßig den Boden bedeckende Blattmasse (entspricht etwa 50% Bedeckung) zu definieren, bei dessen Überschreitung ein ausreichender und bei dessen Unterschreitung kein ausreichender Bodenschutz eintritt (FRIELINGHAUS 1988; FRIELINGHAUS et al. 1994). Folgende Reihung



Kartierbeispiel im Maßstab 1 : 5.000

Abtragsformen

- ☐ FA Flächenhafte Bodenverlagerung meist in Bearbeitungsspuren
- ☐ I Flächenhaft parallele lineare Abtragsform
- ┆ Lineare Abtragsform (Rille)
- ┆ Lineare Abtragsform (Graben)
- Lineare Abtragsform mit Auskolkung

Zusatzzeichen

- ↕ Bearbeitungsrichtung
- RAP Fruchtart Raps
- ☐ Rauigkeit der Bodenoberfläche verschlämmt

Akkumulation und Austrag aus der Fläche

- △ Akkumulation am Ende von Abtragsformen
- △ mittlere Tiefe < 3 cm
- △ mittlere Tiefe 3 – 110 cm
- | Oberflächenabfluß
- ▼ w/s Austrag aus der Fläche (Wasser und Sediment)

Abb. 24: Kartierbeispiel zu Erosionsformen im Maßstab 1 : 5 000



Abb. 25: Übertrittstellen von Erosionsformen in angrenzende Biotope



Übertrittstellen zwischen Emission- und Immissionsbereich

Tab. 9: Bewertung des ersten Fragenkomplexes aus dem Fragebogen (Anhang A) hinsichtlich der Eintragsgefährdung und potentieller Schutzmaßnahmen (* siehe Tab. 11)

Zustandskriterien		Bewertung	Entscheidungsvorschlag
1.1	ja	potentielle Gefährdung sehr hoch	3.5 detailliert beurteilen*, Nutzungsänderung Hang
1.2	ja	potentielle Gefährdung mittel	3.5 detailliert beurteilen*, Neuanlage Randstreifen mit dichtem Grasunterwuchs
1.3	ja	Eintrag wahrscheinlich	genaue Beurteilung des Uferstreifens, dann Entscheidung
1.4	ja	Eintrag ist erfolgt	Randstreifen anlegen von 15 bis 20 m Breite mit dichtem Grasunterwuchs
1.5	ja	mäßiger flächiger Eintrag	genaue Beurteilung des Uferstreifens, evtl. wiederholte Kartierung, Entscheidung
1.6	ja	sehr massiver lokaler Eintrag	Nutzungsänderung im gesamten Talwegbereich durch Ausweitung des Randstreifens und Bestellung mit dicht wachsendem Gras oder Umstellung des Ackerbaues

der verschiedenen Nutzungsformen kann hinsichtlich der Bodenbedeckung und einer daraus ableitbaren Gefährdung abgeleitet werden:

hohe Gefährdung $\Leftarrow \approx \Rightarrow$ geringe Gefährdung

geringe Bedeckung $\Leftarrow \approx \Rightarrow$ gute Bedeckung

Schwarzbrache,
Saatbett

Mais,
Zuckerrüben,
Kartoffeln

Sommergetreide

W.-Weizen

W. Roggen,
W. Gerste

Für alle diese Fruchtarten sind Verfahren vorhanden, die zu einer Verbesserung der Bedeckungssituation genutzt werden müssen. Erst wenn das ausgenutzt und die zum Gewässer geneigte Fläche insgesamt geschützt wird, ist eine Neuanlage von Gewässerrandstreifen vorrangig mit Filterfunktion gerechtfertigt (Tab. 10):

Aus der Sicht des Erosionsschutzes kann eine Neuanlage oder Verbreiterung von Gewässerrandstreifen mit hoher Filterfunktion zum Schutz der Gewässer erst nach Ausnutzung der in Tabelle 11 beschriebenen acker- und pflanzenbaulichen Möglichkeiten empfohlen werden. Da ein wirksamer Erosionsschutz auf der Fläche beginnen muß, ist dem Bodenschutz zur Ursacheneindämmung stets der Vorrang zu geben gegenüber einem Randstreifenkonzept zur Symptombekämpfung.

4.2.3 Kartierung des Vegetationsbestandes im Uferbereich aus Luftbildern

Grundlage für die Erfassung des Vegetationsbestandes der Untersuchungsgebiete sind die Biotop- und Nutzungstypenkartierungen auf der Basis von Color-Infrarot-Luftbildern (CIR, Maßstab 1:10 000), soweit diese für die Untersuchungsgebiete vorliegen (Platkower Mühlenfließ). Da für das Untersuchungsgebiet des Dreescher Seegrabens noch keine Biotoptypenkarten fertiggestellt sind, wurden hier die CIR-Luftbilder verwendet. Ziel war in jedem Fall, an Methoden anzuknüpfen, die flächendeckend für das Land Brandenburg vorliegen wie z. B. die Biotopkartierung und dann eine Erweiterung der Codes oder Bestimmungsschlüssel in den Kartieralgorithmus einzubringen. Dieses Vorgehen wurde inzwischen mit der Luftbild Brandenburg - Gesellschaft für Luftbildinterpretation mbH abgestimmt. In der Tabelle 12 ist die prinzipielle Wirksamkeit der Randstreifenvegetation gegen Wassererosion und gegen Winderosion aufgeführt.

4.2.4 Vorgehensweise in den Modellgebieten

4.2.4.1 Platkower Mühlenfließ

Die Biotope an den Uferzonen und die angrenzenden Flächen des Untersuchungsgebietes wurden von den Luftbildern bzw. Biotoptypenkarten übernommen.

Die Flächendaten der Biotopkartierung wurden digitalisiert und für ARC/INFO aufbereitet. Die Beschreibung der Biotope sowie der Interpretationsschlüssel für die CIR-Luftbilddauswertung wurden in Sachdaten-

Tab. 10: Nutzungsbedingte Erosionsgefährdung und mögliche Schutzmaßnahmen für die Gewässer

Nutzungsart	Gefährdung	Ist ein integrierter Schutz möglich?	Neuanlage von breiten Filterstreifen notwendig?
Wald	gering	entfällt	nein
Dauerbrache, Sukzession	gering	entfällt	nein
intensive Grünlandnutzung	gering	Überweidung vermeiden	nein
intensiver Ackerbau	hoch	ja, Hauptmaßnahme	ja
- Schwarzbrache, Sommerkulturen	sehr hoch	Bodenbedeckung schaffen	ja, für zusätzlichen Schutz
- Wintergetreide	teilweise hoch	Spuren vermeiden, Aussaatzeit beachten	ja, für zusätzlichen Schutz
- Zuckerrüben, Mais, Kartoffeln, Sonnenblumen	sehr hoch	ja, teilweise durch Mulchsaat	ja, für zusätzlichen Schutz
extensiver Ackerbau	mäßig, gering	ja	ja, als Ergänzung
- mehrjährige Futterpflanzen	gering	Umbruchzeiten beachten	ja, als Ergänzung
- Rotationsbrache	mäßig	Ansaat notwendig, z. B. Untersaat, Umbruchzeiten beachten	ja, als Ergänzung
Sonderkulturen	hoch	kaum möglich	ja

Tab. 11: Präzisierung von Frage-Nr. 3.5 aus dem Fragebogen (Anhang A) hinsichtlich ackerbaulicher Möglichkeiten, die bei Erosionsgefährdung vor der Entscheidung über die Neuanlage von Gewässerrandstreifen ausgeschöpft sein sollten:

3.5. Ackerland	1.3 bis 1.6 positiv	Möglichkeiten des Schutzes
3.5.1. Schwarzbrache	ja	Anbauablauf oder Bodenbearbeitung ändern, Bodenbedeckung durch Rückstände erhalten
3.5.2. Brache mit Pflanzenrückständen	ja	Nutzung ändern, Umwidmung
3.5.3. Mais/Zuckerrüben/ Kartoffeln	ja	Mulchsaat oder Anbau vermeiden
3.5.4. Wintergetreide, Winterraps	ja	Intensität ändern, Spuren reduzieren
3.5.5. Sommergetreide, Sonnenblumen, Leguminosen	ja	Anbau ändern, Hanglänge reduzieren, Spuren vermeiden
3.5.6. Feldfutter, Klee gras, Luzerne	ja	Nutzung ändern, Umwidmung
3.5.7. Sonderkulturen	ja	Nutzung auf Teilflächen ändern oder breite Randstreifen über 20 m anlegen.

banken abgelegt. Anschließend erfolgte durch eine Kartierung vor Ort die Ergänzung und Präzisierung der luftbildgestützten Biotop- und Nutzungskartierung. Ein wichtiges Kriterium bei der terrestrischen Kartierung ist die Einschätzung der Dichte der Vegetation und die Erfassung von kleinen Biotopen, die infolge

der Auswertemöglichkeiten bei der Luftbildinterpretation nicht kartiert werden konnten. Das betrifft insbesondere die Dichte der Gras- und Krautschicht und der damit korrelierenden potentiellen Filterwirkung der Bodenvegetation sowie die Einschätzung der Böschungen der Gewässer.

Tab. 12: Welche Vegetationsformen sind am Ufer und auf dem Uferstrandstreifen vorhanden und wie wird ihre Filterwirkung gegen Wassererosion und gegen Winderosion eingeschätzt?

Art der Vegetation	wirksam gegen Wassererosionseintrag*	wirksam gegen Winderosionseintrag**
4.1. Ackernutzung reicht an Gewässer?	nein	nein
4.2. Flächen mit Madnutzung	gut	nein
4.3. Gräser, Kräuter, Stauden, Hochstauden	mäßig	gering
4.4. Sträucher > 1,5m Höhe mit Unterwuchs s. 4.6.	nein gut	mäßig mäßig
4.5. Gehölze vereinzelt mehrzeilig mit Unterwuchs s. 4.6.	nein-mäßig nein gut gut	nein-mäßig nein gut gut
4.6. Unterwuchs (Gräser, Stauden) mit winterharten, dichtem Grasbestand	mäßig gut	nein nein
4.7. Wege oder Fahrspuren mit funktionsfähigen Straßengräben mit mehrzeil. Randbepflanzungen	nein gut nein	nein nein ja

* Der Einschätzung liegt ebenfalls eine Bodenbedeckung mit mehr als 2 t Trockenmasse je ha zugrunde

** Die Einschätzung ist abgeleitet aus den Anforderungen an Flurgehölze hinsichtlich ihrer windvermindernden Wirkung (FRIELINGHAUS et al. 1994)

4.2.4.2 Dreescher Seegraben

Hier war der erste Schritt eine Kartierung der aktuellen Landnutzung und der vorhandenen Biotoptypen vor Ort. Auf der Grundlage der Kartiererergebnisse und unter Nutzung der CIR-Luftbilder wurden Karten erstellt und digitalisiert. Die erfaßten Nutzungs- und Biotoptypen wurden mit Hilfe des Interpretationsschlüssels für die CIR-Luftbildauswertung verschlüsselt und ebenfalls in Sachdatenbanken abgelegt.

Die Erfassung der vorhandenen Biotoptypen und Landnutzung dient der Vororientierung. Es können Flächen ausgegrenzt werden, die einen natürlichen Schutz vor Einträgen darstellen, z. B. große Waldflächen und Forsten.

Infolge der Verschneidung der potentiellen Erosionsgefährdung mit der Erfassung der Landnutzungsform und des Vegetationsbestandes werden Flächen ausgewiesen, die aufgrund eines möglichen Eintrages in die angrenzenden Gewässer durch eine Vor-Ort Kartierung detailliert aufgenommen werden müssen.

Dabei ist die aktuelle Erosionsgefährdung einzuschätzen, das Vorhandensein eines Gewässerrandstreifens und die aktuelle Landnutzung zu erfassen. Das wurde beispielhaft vollzogen.

4.3. Interaktive Zustands- und Bedarfsanalyse

Aus verschiedenen Vorüberlegungen und den Erfahrungen der bisherigen Standortanalyse wurde eine thematisch verdichtete Zustandsanalyse entwickelt. Mit Hilfe dieser interaktiven Frage/Antwort-Applikation werden alle benötigten Informationen erhoben, um die Eintragsgefährdung des ausgewählten Gewässerabschnittes abschätzen zu können. Gleichzeitig wird das Schutzpotential der vorhandenen Ufervegetation ermittelt. Weiter wird dem Anwender die Möglichkeit eingeräumt, sich für oder gegen diejenigen Gestaltungsformen zu entscheiden, die unbedingt mit anderen von der Planung Betroffenen abzustimmen sind:

4.3.1 Der im Gelände aufzunehmende Fragebogen

Für die Zustands- und Bedarfsanalyse wurde ein Fragebogen entwickelt, der sich aus einem nur vor Ort erhebaren Teil und einigen Zusatzfragen zusammensetzt. Der Fragebogen basiert auf folgenden Forderungen, die er möglichst weitgehend erfüllen sollte:

- alle Informationen erheben, die zur standortspezifischen Gestaltung der Gewässerrandstreifen notwendig sind,
- dabei nur diejenigen Informationen erheben, die sich in einer unterschiedlichen Struktur oder Breite der Uferstreifen niederschlagen würden, oder zur Charakterisierung des Gewässerabschnitts notwendig sind,
- die Informationen DV-gerecht erheben.

Der durch die bisherige Praxis optimierte Fragebogen ist im Anhang A dargestellt. Im vor Ort erhebaren Teil werden fünf verschiedene Kriteriengruppen abgefragt, die mindestens eine Ja/Nein-Entscheidung erfordern und zusätzlich teilweise eine Klassifizierung der Lage und Breite eines Elementes in seinem Bezug zum Gewässerufer.

Im ersten Fragenkomplex wird die aktuelle Eintragsgefährdung des über das GIS definierten Gewässerabschnitts (Kap. 4.1) erhoben. Wie die bisherige Praxis zeigte, ist die „Trefferquote“ der mit dem GIS-Filter ausgewiesenen Schwerpunkte potentieller Stoffeinträge in hohem Maß von der Güte (und damit vom Maßstab) der zugrundeliegenden topografischen Karte abhängig. Zur Umgehung und Überprüfung dieser Unsicherheit dient der erste Fragenkomplex. Auch wenn keine digitalisierte Topografie des Einzugsgebietes vorliegt, liefern die Fragen die notwendigen Informationen über die Eintragsgefährdung über Oberflächenabflüsse.

Im zweiten Fragenkomplex wird die topologische Struktur des Uferstreifens erfaßt. Neben seiner Neigung im Gelände werden die prinzipielle Form und etwaige Schäden der Gewässerböschung ermittelt.

Die Nutzung des an den Uferstreifen angrenzenden Landes wird im dritten Fragenkomplex erhoben. Hierbei stehen nur mittel- bis langfristige Klassifikationen zur Verfügung, da die zu planenden Gewässerrandstreifen sich nicht in jeder Vegetationsperiode neu anpassen lassen. Aus den 6 Nutzungsklassen wird die zu erwartende Eintragsgefährdung mit Stoffen aus der Landwirtschaft abgeleitet.

Der aktuell vorhandene Vegetationsaufbau des Uferstreifens wird im vierten Fragenkomplex erfragt, um hieraus ein eventuell bereits bestehendes Schutzpotential der Ufervegetation zu ermitteln. Die hierbei

aufgestellte Klassifikation der Vegetation richtet sich nach deren potentieller Funktionalität und zeigt an, welche Vegetationsformen schon vorhanden sind.

Im fünften Fragenkomplex wird der Bewuchs des Gewässerbodens durch Makrophyten erfaßt, um Aussagen über bereits vorhandene hydraulische Widerstände, gewässerinterne Retentionspotentiale und Uferschutzfunktionen zu ermöglichen.

Abgeschlossen wird der Fragebogen durch die Möglichkeit, Auffälligkeiten zur Lage des Abschnitts (Orientierung im Gelände), oder nicht eindeutig klassifizierbare Gegebenheiten in Klartext aufzunehmen. Aus diesen Informationen können dann weitere Verbesserungen des Fragebogens abgeleitet werden.

4.3.2 Der von den Entscheidungsträgern zu diskutierende Zusatzfragebogen

Diejenigen Fragen, aus denen sich nicht zweifelsfrei konkrete Gestaltungsvorgaben ableiten lassen, sind als Zusatzfragen im Anhang B aufgeführt. Sie erfordern eine Entscheidung des Anwenders darüber, ob bestimmte Funktionalitäten angestrebt, zugelassen oder vermieden werden sollen. Hierzu ist im allgemeinen eine Abstimmung oder Kompromißbildung mit den anderen von der Planung Betroffenen notwendig. Zu letzteren gehören die betreffenden Landwirte, die Wasser- und Bodenverbände, die Obere und Untere Naturschutzbehörde sowie die Abteilungen der Landräte zur Landschaftsplanung. Sie werden als „Schnittstellen“ bezeichnet und vom Programm automatisch sowie kontextbezogen mit ausgegeben. Zusätzlich erfolgt bei der Ausgabe der anzusprechenden Schnittstellen eine Auflistung der primär zu erwartenden Diskussionsinhalte.

Die Zusatzfragen erwarten Entscheidungen darüber, ob eine Distanzfunktion des Gewässerrandstreifens gegen allgemeinen Zutritt oder Einträge von Pflanzenbehandlungsmitteln erwünscht wird, ob die Böschung oder das Ufer mechanisch stabilisiert werden soll, oder ob der aquatische Bereich beschattet werden oder vor Einträgen aus der Winderosion geschützt werden soll. Ferner werden neben Entscheidungen über gewünschte Habitat- und Biotopfunktionen auch Informationen darüber erwartet, ob das Gewässer in absehbarer Zeit in die Landschaftsplanung einbezogen oder renaturiert werden soll.

Alle erhobenen Fragen steuern im Programm die Algorithmen zur Struktur- und Breitengestaltung der Gewässerrandstreifen. Sofern die Handhabung von tragbaren Rechnern (Laptops) dies zuläßt, kann der Fragebogen zweckmäßigerweise direkt am Gewässer beantwortet werden und braucht später am Arbeitsplatz nur noch in den dortigen Rechner eingelesen zu werden.

5. Rechnergestützte Datenhaltung, Auswertung und Darstellung

5.1 Vorgaben und Systemvoraussetzungen

5.1.1 Das Fragebogenprinzip

Durch die Entscheidung für die Erfassung des Randstreifen-IST-Zustandes in Form von Fragebögen (s. Kap. 4.3) wurden entscheidende Randbedingungen für die Struktur der rechnergestützten Datenhaltung und die zu verwendenden Methoden der Auswertung vorgegeben. Der entwickelte Lösungsvorschlag berücksichtigt ebenso die hohe Variabilität von Lage und Länge der in jedem Fragebogen beschriebenen Uferabschnitte wie die Möglichkeit, daß Inhalte des Fragebogens geändert und/oder ergänzt werden müssen ohne daß bereits erfaßte Informationen zerstört werden. Mit der rechentechnischen Umsetzung des Fragebogens sollten gleichzeitig die Grundlagen für erweiterte Funktionen zur Verwaltung und Analyse der Fragebogeninhalte in Datenbank- und GIS-Umgebungen geschaffen werden. Der tabellarische Fragebogen war durch ein Dialogsystem abzubilden und durch interaktive Elemente zur Unterstützung bzw. Nutzerführung bei der fachlichen Entscheidung über die Gestaltung von Gewässerrandstreifen zu erweitern.

5.1.2 Flexibilität der Datenverarbeitung

Als grundlegende rechentechnische Systemlösung wurde der PC-basierte Desktop-Arbeitsplatz festgelegt. Es wurde darauf orientiert, bei Lösungsentscheidungen absehbare Entwicklungen von Basis-PC-Hardware und Standardsoftware dem momentanen Leistungsvermögen dieser Rechnerklasse überzuordnen. Aus diesem Grunde wurden für die Performancebewertung die Parameter führender Desktop-Hardware zum Zeitpunkt der Projektentwicklung (Mitte 1995) zugrunde gelegt.

Die einzusetzenden Software-Grundlagen sollen eine weitgehende Systemunabhängigkeit und Zukunftssicherheit garantieren und unmittelbar oder mit geringem Portierungsaufwand auf andere Plattformen übertragbar bzw. auf diesen weiterentwickelbar sein. Das Software-System war so zusammenzustellen, daß wichtige Grundfunktionen (Erfassung, Verwaltung, Analyse, Darstellung) in modularen Lösungen zusammengefaßt werden, die

auch als Einzelanwendungen eine sinnvolle Nutzung ermöglichen und ggf. unabhängig voneinander weiterentwickelt werden können. Insbesondere die Struktur und das Format der Datenhaltung sollten in dieser Prototyp-Phase unabhängig von speziellen Datenbankbetriebssystemen sein und damit dem Zugriff aus verschiedenartigen Applikationen offen bleiben.

5.2 Das Software Konzept

Für das Randstreifenprojekt wurde ein Informationssystem erstellt, das aus einer aufgabenspezifischen Datenstruktur sowie verschiedenen Methoden und Werkzeugen der Datenbearbeitung und -auswertung besteht. Als Rahmenbedingungen für beide Komponenten waren zu berücksichtigen:

- Die Datenstruktur muß dem ausgeprägten linearen Charakter der Randstreifen angepaßt sein.
- Die Informationen sollen für die Nutzung in einem Desktop-GIS geeignet sein.
- Erfassung und Auswertung müssen ortskonkret auch ohne GIS möglich sein.
- Der Nutzerdialog zur Bewertung und Planung der Randstreifengestaltung beinhaltet die erforderlichen Zugriffe auf das Informationssystem.
- Die Datenstruktur ist so flexibel, daß während und nach der Projektbearbeitung die verwalteten Inhalte unkompliziert erweitert oder modifiziert werden können.

5.3 Einsatz eines Geographischen Informationssystems (GIS)

In dem bearbeiteten Projekt werden neben den adressierten Informationen über Zustand und Planung der Randstreifen weitere Informationen mit geografischen Bezügen genutzt. Durch den Einsatz von GIS-Komponenten wird ein wesentlicher Funktionalitätsgewinn bei Verwaltung, Analyse und Recherche der Daten erwartet. Über die Organisationsfunktion hinaus werden mit GIS-spezifischen Analyse-Methoden flächendeckend verfügbare Informationen über erosionssteuernde Faktoren nach speziellen Algorithmen verknüpft und zur Unterscheidung von Gefährdungsgraden des erosiven Stoffeintrags in einzelne Uferabschnitte genutzt (s. Kap. 4.1). Die Ergebnisse können mit den Daten der IST-Zustands-Analyse verglichen und verknüpft werden.

Da es sich bei der entwickelten Software um einen Prototyp handelt, mit dem das Verfahren der Standortanalyse erprobt werden soll, wird von einer Detaildarstellung an dieser Stelle abgesehen.

6. Prinzipielle Umsetzung der Analyseergebnisse

6.1 Struktur und Zonierung der Gewässerrandstreifen

Um zu verhindern, daß mit erheblichem Aufwand Standard-Uferstreifen eingerichtet werden, die z. B. in ihrer Filterfunktion ineffektiv sein können, ist eine konzeptionelle Vorgehensweise notwendig. Dabei lassen sich die unterschiedlichen Funktionen von Uferstreifen am effektivsten durch einen speziell hierauf abgestimmtem Aufbau verwirklichen.

Aus den Ergebnissen der Literaturlauswertung (Kap. 2) werden Empfehlungen über die Struktur und Zonierung der Gewässerrandstreifen formuliert, die den folgenden Anforderungen genügen sollen:

- die aufgrund der Standortanalyse (Kap. 4) erforderliche, bzw. gewünschte Funktionalität sollte möglichst weitgehend gewährleistet werden,
- dabei sind akzeptable Kompromisse vorzuschlagen zwischen einer maximalen Funktionalität der zu implementierenden Gewässerrandstreifen und deren hierfür minimal erforderlichen Zonierung,
- die Komplexität der konkreten Gestaltungsempfehlungen ist hinreichend zu vereinfachen, um deren leichte praktische Umsetzung zu gewährleisten,
- die Gestaltungsempfehlungen müssen DV-gerecht formuliert und am PC lauffähig sein.

Zur bestmöglichen Erfüllung dieser Anforderungen wurde eine modulare Behandlung der Gewässerrandstreifen entwickelt. Hierfür wurden zu allen in der Literaturlauswertung herausgearbeiteten potentiellen Funktionen der Uferstreifen die hierfür jeweils als optimal eingestuften Vegetationsformen benannt. In einem weiteren Schritt sind diese Vegetationsformen in ihrer Struktur und Breite soweit vereinfacht worden, daß praktisch handhabbare Module hervortraten. Diese sind in der Tabelle 13 aufgelistet.

Mit den acht Vegetationsmodulen lassen sich einzeln oder in einer entsprechenden Kombination alle in Kapitel 2 beschriebenen Funktionen verwirklichen. Im folgenden Kapitel 6.2 sind diese Module soweit beschrieben, daß ihre standortgerechte Implementierung ermöglicht wird.

Als Erprobung der den Empfehlungen zugrundeliegenden Algorithmen wurde die Auswertung der von verschiedenen Mitarbeitern durchgeführten Kartierung unternommen. Im Zuge dieser Kartierungsarbeiten sind nahezu 2.500 Abschnitte der Haupt- und Nebengewässer der drei in Kapitel 3 beschriebenen Modellgebiete mit dem im Anhang dargestellten Fragebogen aufgenommen worden. Aus den verschiedenen Gestaltungsempfehlungen sind daraufhin die am häufigsten vorkommenden Typen ermittelt worden.

Tab. 13: Die zur Gestaltung der Gewässerrandstreifen entwickelten Vegetationsmodule

Module:
1. Ungelenkte Sukzession
2. Winterharte Gräser, Filterrasen
3. Gräser, Kräuter, Stauden
4. Sträucher > 1,5 m Höhe
5. Gehölze + Unterwuchs
6. Lückenlose dreizeilige Gehölze
7. Makrophyten
8. Extensiv genutztes Grünland
9. Faschinen, Quersperren (für > 40 cm tiefe Erosionsgräben)

Zur Veranschaulichung werden diese im folgenden kurz dargestellt und erläutert:

Es sei bei deren Betrachtung zu beachten, daß hier nur Grundtypen dargestellt werden, die einer konkret geforderten Funktionalität zugeordnet werden. Teilweise ist diese bereits mit nur einem Vegetationsmodul erzielbar, ggf. durch eine entsprechende Kombination verschiedener Module. In Abhängigkeit von den Standortgegebenheiten sowie den Wünschen der Fachbehörden können die vom Programm empfohlenen Gewässerrandstreifen umfangreicher strukturiert sein, als die hier dargestellten Grundtypen. Weiter stellen einige Typen wie „Beschattung“ und „Uferschutz“ ausdrücklich keine grundsätzliche Empfehlung dieser Studie dar, sondern sie sollen veranschaulichen, wie die Gewässerrandstreifen aus sehen könnten, wenn die Funktionen Beschattung oder Uferschutz im Rahmen der Zusatzfragen (Kap. 4.3) gewünscht sind.

Ergibt die Standortanalyse, daß (auch nicht zum Gewässer geneigte) Ackerflächen direkt an das Gewässer oder seine Böschung heranreichen, so empfiehlt das Programm hier zum Schutz des Gewässers vor Direkteinträgen grundsätzlich mindestens einen Distanzstreifen für Ackerflächen (Abb. 26).

Dieser besteht aus dem an die Gewässerböschung angrenzenden Modul 3 in einer empfohlenen Breite von 5 m sowie dem sich daran anschließenden Modul 4 mit 3 m Breite. Mit dem insgesamt 8 m breiten Distanzstreifen sollten Direkteinträge aus der Landwirtschaft sicher vermieden werden. Sollen zusätzlich Verdriftungen von Pflanzenbehandlungsmitteln bis auf die Wasseroberfläche vermieden werden, so wird das Modul 4 im Distanzstreifen für Ackerflächen mit einer wissenschaftlich begründeten Breite von 10 m empfohlen (s. Kap. 2.1.1.1). Liegt dagegen auf dem an das Gewässer angrenzenden Land eine Grünlandnutzung vor und ist somit eine potentielle Weidenut-

Distanzstreifen für Ackerflächen

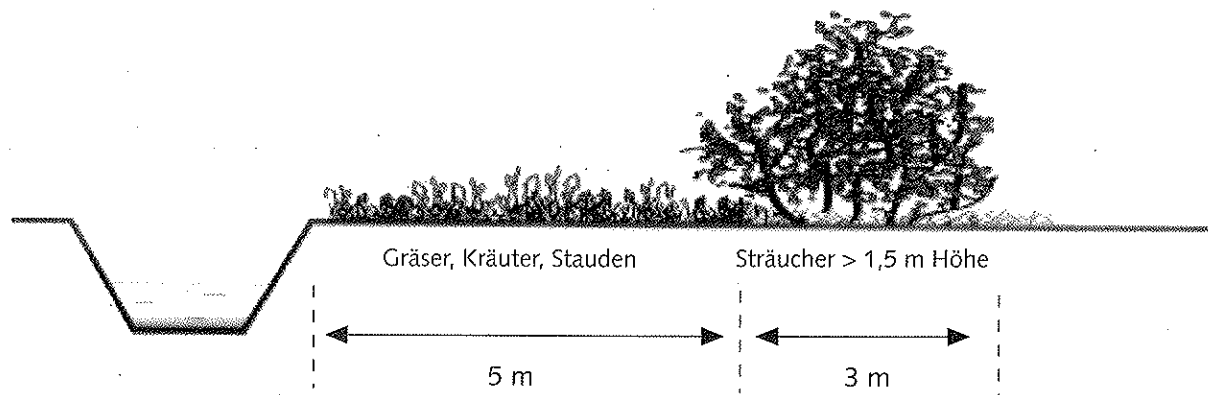


Abb. 26: Gestaltung des aus den Vegetationsmodulen 3 und 4 zusammengesetzten Distanzstreifens für Ackerflächen

zung nicht auszuschließen, wird ein Distanzstreifen für Weideland empfohlen, der nur aus dem 3 m breiten Modul 4 besteht.

Wenn die direkt an das Gewässer oder seine Böschung heranreichenden Ackerflächen zum Gewässer geneigt sind und von daher eine potentielle Erosionsgefahr besteht, so empfiehlt das Programm hier zum Schutz des Gewässers vor Direkteinträgen mindestens einen Distanz- und Erosionsschutzstreifen für Ackerflächen (Abb. 27).

Bei diesem Grundtyp liegt der funktionale Schwerpunkt darin, die aus der Bewirtschaftung geneigter Ackerflächen herrührenden Stoffeinträge zu verringern. Dazu wird den Modulen 3 und 4 zusätzlich das Modul 2 landseitig vorgelagert. Der 10 m breite Filterrasen sollte die mit dem Oberflächenabfluß angeschwemmten Sedimentfrachten um bis zu 90% und damit wirksam vermindern (s. Kap. 2.3.1.3). Der gesamte Distanz- und Erosionsschutzstreifen könnte mit 18 m Breite auch in der Lage sein, die Nitrat- und Phosphatkonzentrationen des Oberflächenabflusses um 70 - 80% zu verringern. Soll dieser Gewässerstrandstreifen-Grundtyp, z. B. noch um eine Beschat-

tungsfunktion erweitert werden, so dürften sich durch die wasserseitige Vorlagerung der entsprechenden Gehölzmodule seine Rückhaltfunktionen gegenüber Erosionsfolgen noch verbessern.

Wenn die Kartierung mit dem Fragebogen eine Schädigung des Gewässerufers anzeigt und über die Zusatzfragen eine biologische-mechanische Ufersicherung gewünscht wird, so wird das Programm in diesem Fall mindestens den in Abbildung 28 dargestellten Randstreifen zur Ufersicherung empfehlen.

Zur Ufersicherung kann das Modul 2 auf der Gewässerböschung oder im Uferbereich implementiert werden. Landseitig schließt sich hieran das Modul 5 mit ca. 3 m Breite an. Eine tiefgreifende mechanische Stabilisierung kann von den Gehölzen erwartet werden, wenn hier z. B. Schwarzerlen eingesetzt werden. Ob diesen wasserseitig ein Böschungsrasen vorgelagert werden sollte, hängt einerseits von der Ufertopologie ab und andererseits von der Entscheidung, welchen Raum die Mäandrierung des Gewässerbettes einnehmen darf. Diese Entscheidung ist mit den verschiedenen Fachbehörden abzustimmen und ggf. abschnittsweise zu variieren.

Distanz- und Erosionsschutzstreifen für geneigte Ackerflächen

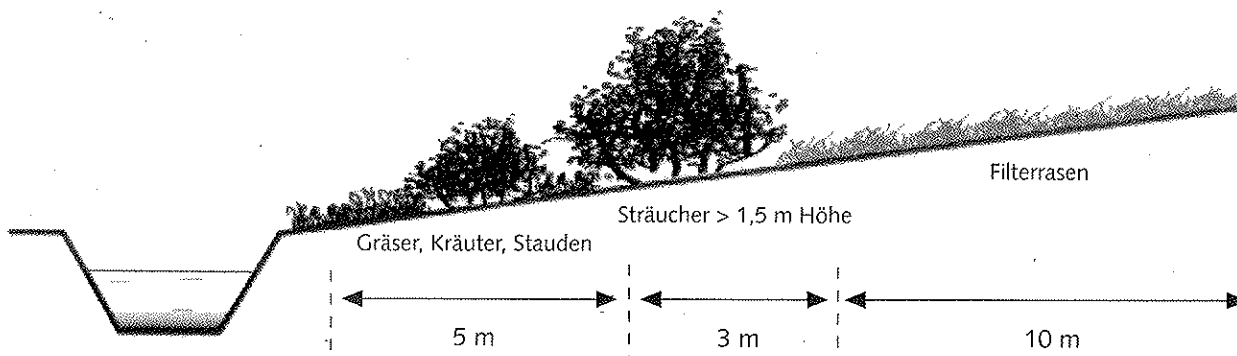


Abb. 27: Gestaltung des aus den Vegetationsmodulen 3, 4 und 2 zusammengesetzten Distanz- und Erosionsschutzstreifens für geneigte Ackerflächen

Gewässerrandstreifen zur Ufersicherung

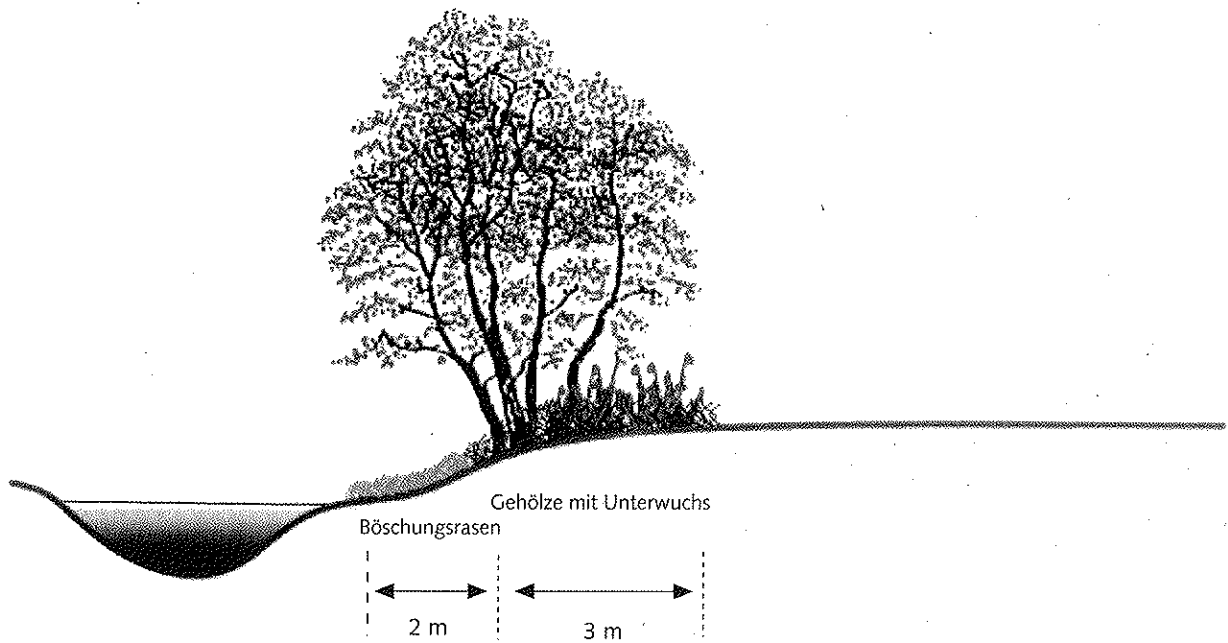


Abb. 28: Gewässerrandstreifen zur Ufersicherung

Ist der betrachtete Gewässerabschnitt nur bis zu 2 m breit und wird für diesen ein Schutz vor Stoffeinträgen von Bodenmaterial aus der Winderosion gewünscht oder eine Beschattung, so wird dafür mindestens ein Windschutz- und Beschattungstreifen für Gewässer mit einer Mittelwasserbreite von bis zu 2 m empfohlen (Abb. 29).

Für die schmalen Fließgewässer sollte zur Erfüllung dieser Funktionen die Implementierung des Moduls 5

mit ca. 5 m Breite ausreichen. Der Unterwuchs ist dabei einerseits dazu notwendig, um ein Durchblasen des Windes zu verhindern, wenn die Gehölze größer und höher werden. Gleichzeitig mindert er eventuelle Stoffeinträge aus dem angrenzenden Land. Die Wirksamkeit eines Windschutz- oder Beschattungstreifens ist eng an seine Orientierung im Gelände gekoppelt. Beschatten können die Ufergehölze den Gewässerabschnitt nur, wenn sie auf der sonnenzugewandten

Windschutz- und Beschattungstreifen für
Gewässer mit einer Mittelwasserbreite < 2 m

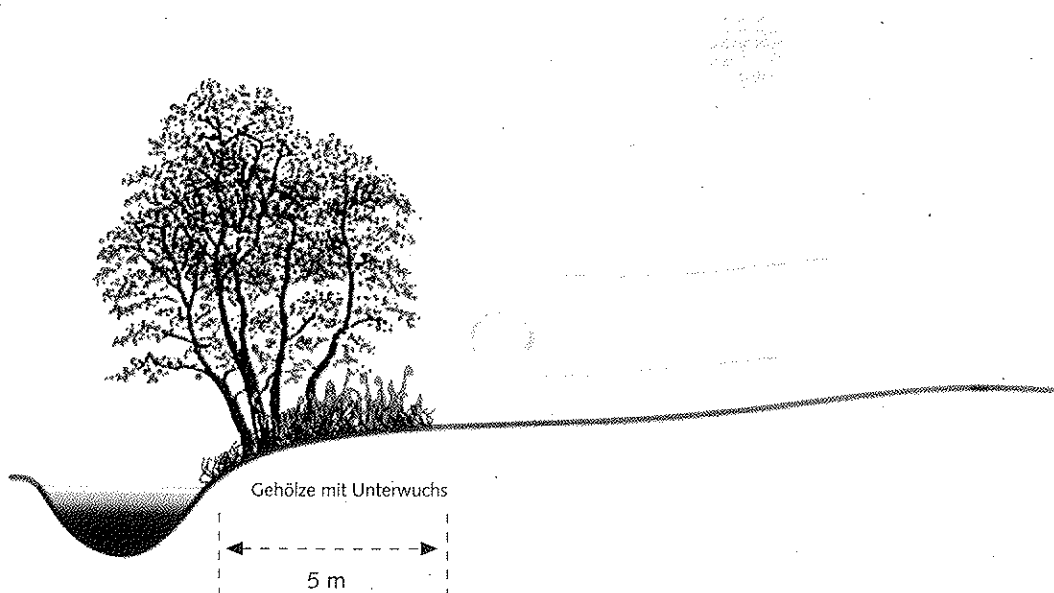


Abb. 29: Windschutz- und Beschattungstreifen für Gewässer mit einer Mittelwasserbreite von bis zu 12 m

Seite stehen. Gleichmaßen sind Windschutzpflanzungen am effektivsten, wenn sie quer zur Hauptwindrichtung stehen. Da die aktuelle Windrichtung sowie der Sonnenstand tages- und jahreszeitlich variieren, sind auch die konkreten Schutzfunktionen der Gehölze in einer bestimmten Spannweite wechselnd.

An dieser Stelle erscheint noch einmal ein Hinweis zur Monotonie der Gestaltung von Gewässerrandstreifen angebracht:

- Steht die Beschattungsfunktion des Gewässers im Vordergrund der Entwicklungsplanung, so sollte hier eine Monotonie durch abwechselnden und lückenhaften Gehölzbewuchs vermieden werden. Das Resultat wird eine gesteigerte strukturelle und biologische Vielfalt des Gewässers und seines Uferbereichs sein.
- Hat jedoch z. B. an windexponierten Gewässerabschnitten die Windschutzfunktion Priorität, so muß in diesen Bereichen eine hohe Monotonie und damit die lückenlose Einbindung der Gehölze angestrebt werden, weil es sonst in den Lücken aufgrund der Düsenwirkung zu starken Durchblasungen kommen kann. Auch für die Filter- und Distanzfunktionen sind lückenlose Randstreifen erforderlich.

Für breitere Fließ- und Standgewässer muß sich ein gewünschter Schutz vor Sonnenbetrahlung oder Ein-

trägen aus der Winderosion auf größere Flächen erstrecken. Von daher fällt in diesem Fall die Zonierung der Gewässerrandstreifen umfangreicher aus, als bei den schmalen Gewässern (Abb. 30).

Für einen wirksamen Schutz ist am Ufer das Modul 6 in mindestens 7 m Breite zu empfehlen. Die sich landseitig hieran anschließenden Module 4 und 3 sollen durch die verbesserte Anströmung der Winde die mechanische Stabilität der Hauptgehölze schützen und gleichzeitig die negativen Folgen einer Beschattung des angrenzenden Landes (Ertragsdepressionen) verhindern. Nebenbei bieten diese strukturierten Schutzstreifen durch ihre Gesamtbreite über 15 m wertvolle ökologische Funktionen, gewährleisten eine wirksame Distanz zum Umland und vermindern auch Stoffeinträge aus der Landwirtschaft.

Sollen die biologischen Habitatfunktionen dieses Gewässerrandstreifens nochmals erweitert werden, so kann nach den standörtlichen Gegebenheiten eine asynchrone Zonierung der beiden Uferseiten in Betracht gezogen werden (Abb. 31).

Dieser asynchron beidseitige Gewässerrandstreifen bietet auf der sonnenzugewandten Seite Beschattungs-, Windschutz- sowie gehölz- und strauchtypische Habitatfunktionen. Auf der sonnenabgewandten Seite stellen die Makrophyten und lichten Sukzessions-

Windschutz- und Beschattungstreifen für Gewässer mit einer Mittelwasserbreite > 2 m

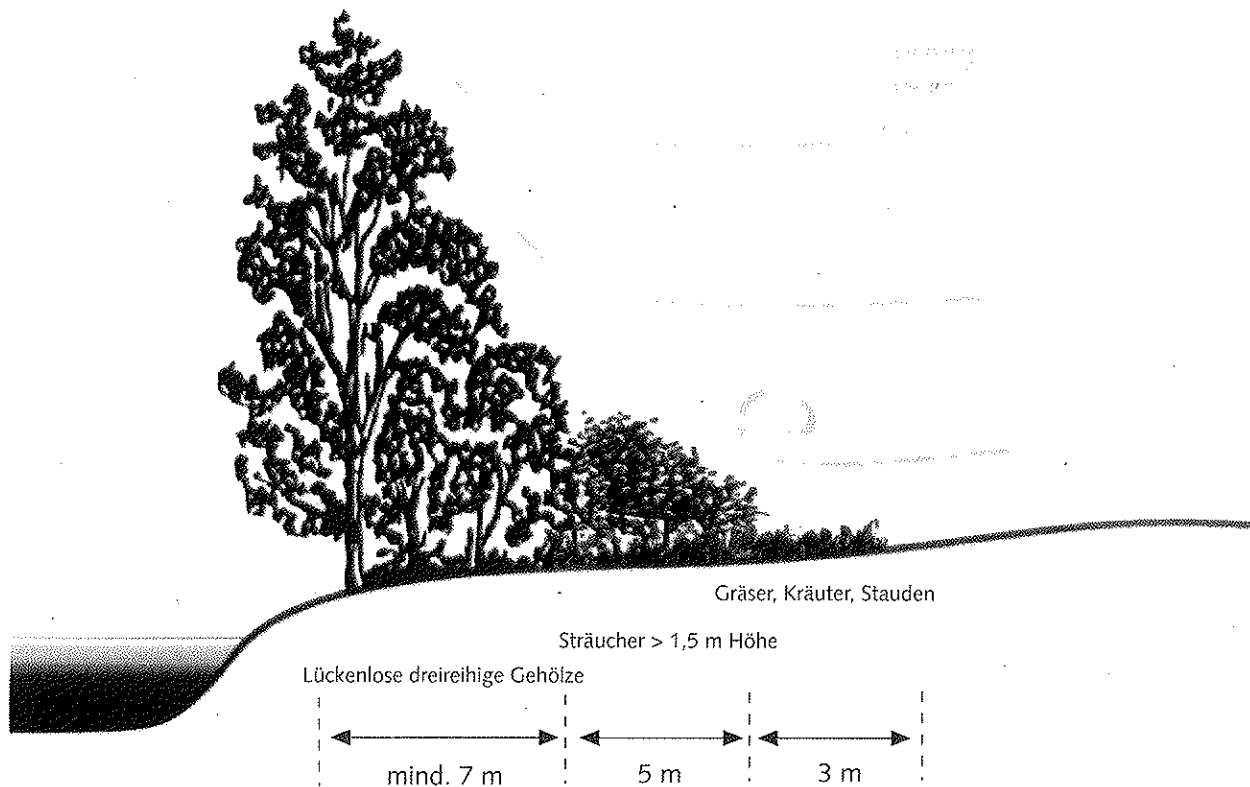


Abb. 30: Windschutz- und Beschattungstreifen für Gewässer mit einer Mittelwasserbreite von über 12 m

Randstreifen mit umfangreichen Habitatfunktionen

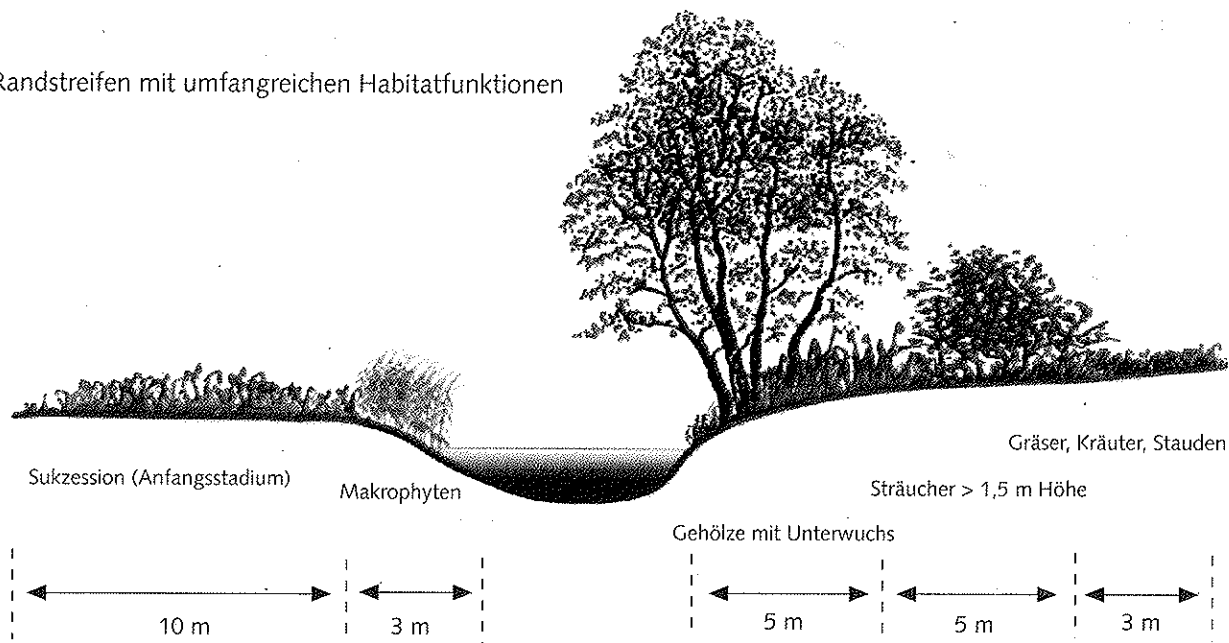


Abb. 31: Asynchroner zweiseitiger Gewässerrandstreifen mit umfangreichen Habitat- und Schutzfunktionen

flächen geeignete Lebensräume für andere Arten zur Verfügung. Nebenbei weisen diese abwechslungsreichen Uferzonen auch wirksame Stoffretentionsmöglichkeiten auf. Zusätzlich wird auch das Gewässer selber im Laufe der weiteren Entwicklung eine strukturelle und damit ökologische Aufwertung erfahren, da die Beschattung sowie die Ufermorphologie variieren. Vom Programm werden als Ergebnis der Standort- und Bedarfsanalyse diejenigen Module herausgegeben, von denen die Erfüllung der geforderten Funktionalität erwartet werden kann. Sie werden mit einer spezifischen Breitenempfehlung in linearer Reihenfolge ab dem Gewässerrufer angegeben. Teilweise können dabei die oben beschriebenen Grundtypen auftreten, in Abhängigkeit von den zusätzlichen Funktionswünschen aber auch komplexere. Um die gesamte Komplexität und Breite der endgültigen Empfehlung nicht beliebig ausufern zu lassen, sind dem Programm Kontrollmechanismen eingefügt worden, die funktional redundante Module erkennen und in diesen Fällen nur diejenigen Module bestehen lassen, welche die geforderte Funktionalität am besten gewährleisten. Diese Kontrollmechanismen sollten durch umfangreiche Praxistests und Erfahrungen optimiert werden.

Die im Uferbereich des betrachteten Gewässerabschnittes aktuell vorhandenen Vegetationsformen, die über den Fragebogen erfaßt wurden, werden zusammen mit der Empfehlung ausgegeben. Aus ihrer Lage, Breite und Dichte kann abgeschätzt werden, in welchem Ausmaß sie den empfohlenen Strukturen entsprechen. Hieraus kann wiederum der konkrete Bedarf an Veränderungen und Erweiterungen des vorhandenen Uferbereiches ermittelt werden.

6.2 In den Modulen einzusetzende Vegetationen und Initialmaßnahmen

Die Gestaltung der Gewässerrandstreifen wird durch die standorttypische Ausformulierung der empfohlenen Vegetationsmodule in der angegebenen Mindestbreite und Reihenfolge ab dem Ufer ermöglicht. Da die einzelnen Module als funktionelle Vegetationstypen zu verstehen sind, die an den konkreten Standort angepaßt werden müssen, können im folgenden nur die Rahmenbedingungen zu ihrer Gestaltung gegeben werden.

6.2.1 Anforderungen an die Vegetation der einzelnen Gestaltungsmodule

Generell muß sich die mit der Umsetzung der Empfehlungen betraute Fachbehörde darüber im Klaren sein, in welchem Naturraum die betrachteten Gewässerabschnitte liegen und welche Bodengesellschaften und Hydromorphietypen dort vorliegen. Im weiteren sind für alle in Frage kommenden Vegetationstypen die standortgerechten vorzuziehen.

6.2.1.1 Modul 1 „Ungelenkte Sukzession“

Das Modul 1 dient als Pufferstreifen mit mittlerer Filterwirkung zwischen einer extensiven Landnutzung und dem Gewässer, wenn aus topologischen Gründen Oberflächenabfluß bis zum Ufer möglich ist. Da aufgrund der geringen Intensivität der Landnutzung aber nicht mit nährstoffreichen und offenen Oberboden-

horizonten zu rechnen ist, braucht der Pufferstreifen keine hohe Retentions- und Filterleistung aufweisen.

Für die Gestaltung dieses Moduls sollte ein mindestens 5 m breiter Schutzstreifen zwischen dem Ufer und der extensiven Landfläche eingerichtet werden, der vorerst sich selbst überlassen werden kann (siehe auch Kap. 6.3).

6.2.1.2 Modul 2 „Böschungsrassen“, „Filterrassen“

Das Modul 2 dient im Falle des Böschungsschutzes als Festigungselement zur Strukturhaltung und im Falle der Erosionsminderung als nähr- und feststofffilterndes Element.

Der **Böschungsrassen** soll der Erhaltung der Böschungsdienform dienen, sofern dies ausdrücklich gewünscht wird. Dabei stehen der ökologisch durchaus positiv bewerteten Seitenerosion durch das Gewässers selber die durch den Oberflächenabfluß gebildeten Erosionsrinnen- und -gräben gegen über. Letztere bringen im allgemeinen keine strukturelle Aufwertung des Gewässers mit sich, sondern nur unerwünschte Stoffeinträge und sind von daher zu vermeiden.

Da im Fall des Böschungsrassens eine hohe mechanische Belastbarkeit der Grasnarbe gewünscht ist, liefern hierfür optimierte Saatgutmischungen eine bessere und schnellere Wirksamkeit als die Sukzession hervorbringen kann. Regel-Saatgut-Mischungen (RSM) für Ufer- und Grabenböschungen beinhalten wuchsstarke Sorten, die staunässeverträglich sind. Bei gleichzeitig geforderter Beschattungsfunktion ist auf schattenverträgliche Mischungen zu achten. Zum Beispiel enthält die nach DIN 18917 zusammengestellte RSM 7.4.1 (Landschaftsrassen, Halbschatten ohne Kräuter) über 70% Schattengrassorten.

Erosionsrinnen und -gräben erfordern eine ingenieurbioologische Behandlung. Erscheint ein dauerhaftes Verfüllen und Befestigen aussichtslos, weil die zugrundeliegenden Verhältnisse (Topologie, Bodenart und Landnutzung) nicht gewandelt werden können, so müssen weitere Erosionen, z. B. mit samenenthaltenden und verrottbaren Stroh-Kokosmatten, gemindert werden. Auch eine den Boden fixierende Naßsaat kann in Erwägung gezogen werden.

Beim **Filterrassen** steht die Filterfunktion (kurzer, dichter Wuchs) sowie die Nährstoffretention (hohe Transpiration auch bei niedrigen Temperaturen) im Vordergrund. In eigenen Untersuchungen zu dieser Problematik hat sich von drei getesteten Gräsern das Weische Weidelgras *Lolium multiflorum* als am effektivsten erwiesen (RADERSCHALL und GEBHARDT 1990). Es war in der Lage, in der Winterperiode auch bei Tagestemperaturen zwischen 0 und 5° C die Nitratverlagerung im Boden bis in 60cm Tiefe signifikant gegenüber Schwarzbrache zu verringern. Da es in der kurzen Wachstumszeit nicht bis in diese Tiefe wurzeln konnte, ist der Effekt der hohen Transpiration dieser

Grassorte zuzuschreiben, in deren Folge die Sickerwasserbildung verringert wurde.

Zur Erhöhung der Beständigkeit gegen eine zu hohe Standortvariabilität sollten der Weidelgrassaart weitere wuchsstarke, aber z. B. auch trockenheitsverträglichere Gräser, beigemischt werden (Deutsches Weidelgras *Lolium perenne*, Rotschwingelarten *Festuca rupra ssp.*, Gemeine Rispe *Poa trivialis*, Schafschwingel *Festuca ovina*).

6.2.1.3 Modul 3 „Gräser, Kräuter, Stauden“

Das Modul 3 wird eingesetzt, wenn geringe bis mittlere Retentionsfunktionen erforderlich sind. Oft wird es im Verbund mit Modul 4 empfohlen, um mit diesem zusammen gegen Stoffeinträge aus der landwirtschaftlichen Nutzung wirksam zu sein. Im Verbund mit weiteren Modulen verbessert es deren Wirkung (Filterfunktion oder günstigere Anströmprofile bei der Windschutzfunktion).

Für dieses Modul kommen standorttypische Gräser, ausdauernde Kräuter, Stauden oder Strauch/Staudengesellschaften in Frage, die in ihrem Wuchs unter ca. 1,5 m Höhe bleiben. Bei der Auswahl ist für die Funktionalität nicht die konkrete Art, sondern eher die Standortanpassung sowie die Verfügbarkeit ausschlaggebend. Hier kann auf die Erfahrung von Landschaftsplanern zugegriffen werden, die wiederum enge Kontakte zu Gärtnereien und Baumschulen unterhalten. Sind geeignete Species im Umfeld des Gewässerabschnittes vorhanden (ausreichendes Samenpotential), so kann in diesem Modulstreifen kostengünstig die un gelenkte Sukzession zugelassen werden.

6.2.1.4 Modul 4 „Sträucher über 1,5 m Höhe“

Das Modul 4 wird immer dann eingesetzt, wenn eine wirksame Distanzfunktion gegen Weidetiere, allgemeinen Zutritt oder die Sprühnebel aus der Verbringung von Pflanzenbehandlungsmitteln gefordert, bzw. gewünscht wird. Aber auch bei den Windschutz- und Habitatfunktionen bildet das Modul 4 einen integralen Bestandteil des gesamten Gewässerrandstreifens.

Die konkrete Ausgestaltung dieses Moduls ergibt sich aus seiner geforderten Funktionalität. Für die Distanzfunktion ist ein wirksamer mechanischer Widerstand in der Ausbringungshöhe der landwirtschaftlichen Geräte notwendig. Ökologisch wertvoll wären dabei z. B. die Brombeere *Robus fruticosus*, der Faulbaum *Rhamnus frangula*, Schwarzer Holunder *Sambucus nigra*, Schlehe *Prunus spinosa*, Vogelbeere *Sorbus aucuparia*.

Stehen Habitat und/oder Windschutzfunktionen im Vordergrund, so brauchen die Sträucher mechanisch nicht so stabil zu sein, wie für die Distanzfunktion. In

diesem Fall sollte die Gesamtkomposition des Ufer-
saumes vielfältig und doch harmonisch gestaltet wer-
den.

6.2.1.5 Modul 5 „Gehölze mit Unterwuchs“

Das Modul 5 kommt zum Einsatz, wenn Beschat-
tungs- und/oder Windschutzfunktionen an Gewäs-
serabschnitten mit Mittelwasserbreiten bis zu 2 m
erwünscht sind, der Uferbereich gegen die Seitenero-
sion stabilisiert werden soll oder der aquatische Bereich
in seinem Habitatstruktur bereichert werden soll.

Da das Modul 5 direkt am Ufer zu implementieren ist,
kommen nur naturraumtypische Gehölze für nasse
und überschwemmte Böden in Frage. Neben der
Schwarzerle *Alnus glutinosa*, die sich durch eine her-
vorragende Ufersicherung und Nässeverträglichkeit
auszeichnet, bieten sich für das Modul 5 die Trauben-
kirsche *Prunus padus*, die Feld- und die Flatterulme
Ulmus minor und *Ulmus laevis* sowie einige Weiden-
arten (z. B. Grauweide *Salix cinerea* Mandelweide
Salix triandra, Salweide *Salix caprea* Ohrweide *Salix*
aurita Baumweide *Salix alba*) an.

Auf den Unterwuchs ist nur dann zu achten, wenn das
Modul 5 einzeln empfohlen wird. In diesem Fall sollte
weder der Wind noch geringer Oberflächenabfluß
ungehindert die Gehölze unterblasen, bzw. unterlau-
fen können. Als Unterwuchs sind (wenn nicht bereits
vorhanden) Gräser und Stauden zu verwenden, die
durch die angepflanzten Gehölze nicht unterdrückt
werden. Hierbei ist auf den Lichtbedarf des Unter-
wuchses zu achten. An windexponierten Standorten
ist eine lockere Gruppierung von Gehölzen und Sträu-
chern unterschiedlicher Wuchshöhe sinnvoll.

6.2.1.6 Modul 6 „Lückenlose dreizeilige Gehölze“

Wenn Beschattungs- und/oder Windschutzfunctio-
nen an Gewässerabschnitten mit Mittelwasser breiten
von über 2 m erwünscht sind, ist das Modul 6 zu
implementieren. Bei seiner Gestaltung ist zusätzlich
darauf zu achten, daß die Gehölze eine ausreichende,
gestaffelte potentielle Wuchshöhe aufweisen und
keine Schneisen zwischen ihnen entstehen. Die Ge-
hölze können dazu z. B. in kleinen, verschachtelten
Gruppen zu 3 - 6 der gleichen Art gepflanzt werden.
Es sind möglichst regionalheimische, wuchsorttypische
Gehölze des jeweiligen Naturraumes einzusetzen.

Je nach Standort kommen in Ufernähe die Stieleiche
Quercus robur, die Schwarzpappel *Populus nigra* oder
die Ulmen *Ulmus minor* und *Ulmus laevis* in Frage. In
nicht überschwemmungsgefährdeten Uferzonen sind
auch Berg-, Feld- und Spitzahorn (*Acer pseudoplan-
tanus*, *Acer campestre*, *Acer plantanoides*), die Ge-
wöhnliche Esche *Fraxinus excelsior*, die Silberpappel
Populus alba und viele andere Arten einsetzbar. Dabei
ist zu bedenken, daß die Pappel als Pioniergehölz zwar

schnellwachsend ist, aufgrund ihrer flachen Wurzel-
ausbildung aber auch recht windwurfanfällig ist.

6.2.1.7 Modul 7 „Makrophyten“

Das Modul 7 wird dann angeboten, wenn Habitat-
und Biotopfunktionen im ufernahen Gewässer ge-
wünscht sind. Oft reicht es vollkommen aus, den
natürlichen Aufwuchs nicht durch eine dichte Beschat-
tung dieses Ufers oder das Entkrauten zu unter-
drücken. Führen entsprechende Maßnahmen, bzw.
Unterhaltungsänderungen nicht zum gewünschten
Erfolg, so sind die Standortbedingungen diesbezüglich
zu analysieren. Müßten Strömungsgeschwindigkeit,
Sohl- und Sichttiefe sowie die Gewässergüte eigentlich
eine spontane Makrophytenentwicklung gewährlei-
sten, so könnten einige gezielte Initialpflanzungen im
Oberlauf des Gewässes die Ausbreitung der Makro-
phyten fördern.

Für Initialpflanzungen kommen je nach den Standort-
bedingungen z. B. in breiteren Fließgewässern der
Igelkolben *Sparganium emersum* oder das die Gewäs-
sergüte verbessernde Schilf *Phragmites australis* in
Frage. Natürlicherweise ist das Schilf mit anderen Röh-
richtarten, wie z. B. Schmalblättriger Rohrkolben
Typha anustifolia, Rohrglanzgras *Phalaris arundi-
nacea*, Wasserschwaden *Glyceria maxima* sowie ver-
schiedenen *Carex*-Arten (Schlanksegge *Carex gracilis*,
Ufersegge *Carex riparia*, Sumpfssegge *Carex acutifor-
mis*) zu einer Zönose vergesellschaftet. Zur Pflanzung
des Röhrichts siehe auch „HÄNDBUCH WASSERBAU
Heft 5“

6.2.1.8 Modul 8 „Extensiv genutztes Grünland“

Das Modul 8 ist zu empfehlen, wenn die Vor-Ort-Kar-
tierung Sedimentablagerungen bis zum Uferstreifen
oder bis zum Gewässerufer anzeigte. Die Sediment-
ablagerungen im Uferbereich stellen Spuren so starker
Erosionen des Bodens im Einzugsgebiet dar, daß in
diesem Fall mit der Syntombekämpfung durch den
Gewässerrandstreifen keine langfristig wirksame
Maßnahme zum Schutz des Gewässers erhalten wer-
den kann. Zusätzlich zu intensiven Filter- und Reten-
tionsstreifen sollten diesen dann landseitig 20 bis 30 m
breite extensiv genutzte Pufferzonen vorgelagert
werden, um die Fließgeschwindigkeiten des Ober-
flächenabflusses abzubremsen und die Abflußbahnen
flächenhaft in die Filterstreifen zu leiten.

Versprechen auch diese Maßnahmen keine durch-
greifende Entschärfung der Erosionsgefährdung, so
muß die Landnutzung an die Standortgegebenheiten
angepaßt werden.

6.2.1.9 Modul 9 „Faschinen, Quersperrern“

Auf dieses rein ingenieurbioologische Modul wird
zurückgegriffen, wenn die Kartierung über 40 cm tiefe

Erosionsgräben erbrachte. Hier fördert die Topologie des Einzugsgebietes so starke Erosionsprozesse, daß mit der Ausspülung von Schutzpflanzungen zu rechnen ist. Obwohl in diesem Fall der Erosionsschutz primär dort beginnen muß, wo auch die Erosion ihren Anfang nimmt, ist oft die begleitende Implementierung von erosionsvermindernden Elementen notwendig.

Als Schutzmaßnahmen bieten sich Lebendverbau-Quersperren an, die z. B. aus Zweigen der Weide *Salix viminalis* erstellt werden. Durch geeignete Ausführung kann hiermit ein stabiler und lebendiger Schutzwall geschaffen werden, der durch sein Wachstum immer dichter wird. Es sind aber auch Vegetations-Faschinen aus gepreßtem organischen Fasermaterial möglich, die einen stabilen und langlebigen Baukörper bilden. Einige naturgemäße Bauweisen sind anschaulich im „HANDBUCH WASSERBAU Heft 5“ dargestellt.

6.2.2 Initialmaßnahmen

Um gravierende Fehlentwicklungen zu vermeiden, sollten auf die konkreten Standorte abgestimmte Initialmaßnahmen der Anlage von Gewässerrandstreifen vorausgehen.

Als erster Schritt ist es notwendig, sofortige Veränderungssperren für alle noch intakten Überschwemmungszonen und Feuchtgebiete zu erlassen. An denjenigen Gewässerabschnitten, die aufgrund der Standortanalyse als schutzbedürftig eingestuft werden, sollten des weiteren möglichst bald ausreichend breite Uferzonen erworben, zumindest gepachtet oder zur Not mit Nutzungsaufgaben versehen werden. Zum Aufbau der Distanzfunktion müssen bei einer bis an das Gewässer reichenden landwirtschaftlichen Nutzung Initialpflanzungen von mindestens 1,5 m hohen, mechanisch stabilen Sträuchern oder Gehölzen durchgeführt werden, um die Befahrbarkeit zu unterbinden (Kap. 2.1.1.1).

Initialpflanzungen sind allgemein überall dort erforderlich, wo die Belastungssituation der Gewässer trotz der hohen Kosten schnelle und effektive Schutzmaßnahmen gebieten. Hier sind die Problemzonen der Gewässerbelastung oder Biotopzerschneidung zu orten und der notwendigen Regeneration mit Hilfe von Initialpflanzungen Vorschub zu leisten.

Initialpflanzungen von Gehölzen können an denjenigen Gewässerabschnitten Vorteile bieten, in deren Umfeld keine standortgerechten, heimischen Gehölze existieren oder deren dicht geschlossene Vegetationsdecke das Auskeimen von Gehölzsamen unterdrückt.

Die Filterstreifen müssen zur Gewährleistung ihrer vollen Wirksamkeit fast durchgängig neu angelegt werden. Hier ist es für deren Filterfunktion von entscheidender Bedeutung, daß ihr Saatbett möglichst eben und

gleichmäßig vorbereitet wird. Ein hohe und gleichmäßige Saatkichte gebietet sich von selbst.

Nach einer detaillierten Ausarbeitung des juristischen Handlungsrahmens auf Landesebene wird eine sensible Information und Beratung der betroffenen Landwirte unnötige Mißverständnisse, Verzögerungen und Auseinandersetzungen vermeiden helfen.

6.3 Pflege und Unterhaltungsbedarf

6.3.1 Allgemeine Unterhaltungsgrundsätze

Solange Oberflächengewässer mit den angrenzenden Uferzonen nicht sich selbst überlassen werden sollen oder können, bedürfen sie einer spezifischen Unterhaltung, mit der ihre Funktionsfähigkeit aufrechterhalten sowie ein angestrebter Zustand stabilisiert werden kann. Die Planung von Gewässerrandstreifen sollte von daher immer eine Prognose für die gewünschte Entwicklung und die Aufstellung eines Pflegekonzeptes einschließen, um nichtgewollte Zustände zu vermeiden und die Finanzierung sicherzustellen.

Grundsätzlich soll für jedes Gewässer ein ökologisch abgestimmter Unterhaltungsrahmenplan von dem zur Unterhaltung Verpflichteten aufgestellt und mit der zuständigen Wasser- und Naturschutzbehörde abgestimmt werden, um eventuelle Konfliktfälle und Schäden, sowohl hinsichtlich der Abflußgestaltung als auch des Naturschutzes, zu vermeiden. Die Unterhaltung eines Gewässers ist eine öffentlich rechtliche Verpflichtung und umfaßt im allgemeinen die Erhaltung eines definierten hydrologischen Zustandes sowie den Schutz der Uferregionen. Einzelheiten hierzu regeln die Landeswassergesetze.

Alle Pflegemaßnahmen gebieten eine schonende, nicht flächendeckende Durchführung, die außerhalb der Schonzeiten für Pflanzen und Tiere durchzuführen sind (Abb. 32). Bei allen Pflegemaßnahmen sollte das Prinzip gelten, die Gewässer möglichst „vom Wasser aus“ zu unterhalten.

Der Pflanzenbestand, der bei notwendig gewordenen Entkrautungen oder einer eventuellen Mahd von Röhrichten anfällt, sollte - aber erst nach einigen Tagen, um die Auswanderung von Tieren zu ermöglichen - aus dem Gewässer entfernt werden, damit die Wasserqualität sich nicht infolge des Materialabbaues verschlechtert. Dabei sollte das Räumgut nicht auf der Böschung abgelagert werden (Gefahr der Stoffrückführung in das Gewässer), sondern gleich auf den angrenzenden Grundstücken verteilt werden. Bei unvermeidlichen Sohlräumungen ist es wünschenswert, daß mit Unterstützung von Naturschutzorganisationen das Räumgut nach Organismen gesichtet wird, um diese anschließend wieder einzusetzen.

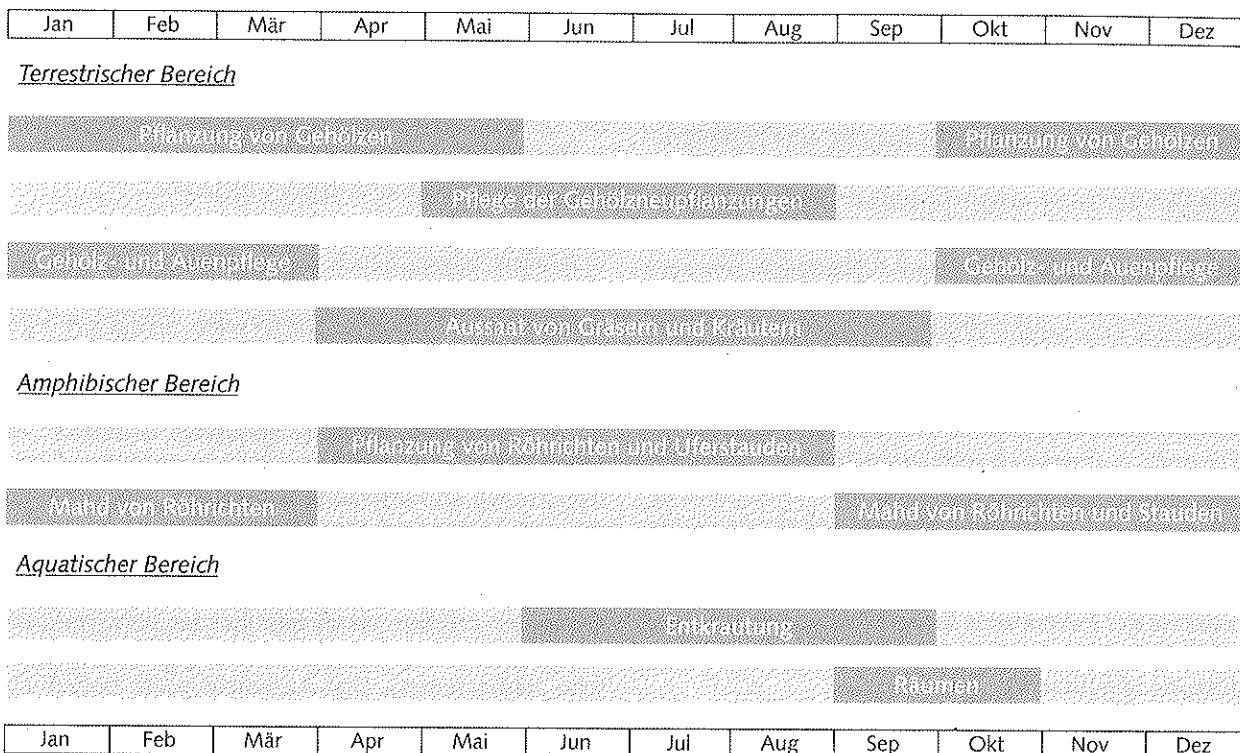


Abb. 32: Zeiten, in denen Pflegearbeiten am und im Gewässer durchgeführt werden sollten

Das Entkrauten innerhalb des Gewässerbettes stellt jedoch immer einen erheblichen Eingriff in die Gewässerbiozonose dar. Mit der Vegetation werden zugleich die Aufwuchsflächen für eine Vielzahl von Organismen sowie Schutz- und Laichbereiche entfernt und die Strömungsverhältnisse verändert. Darüber hinaus entsteht schlagartig eine Lücke in der Nahrungskette und es werden mähresistente Makrophyten einseitig begünstigt. Deshalb sollte das Entkrauten ausschließlich bei wasserwirtschaftlichen Notwendigkeiten und zudem möglichst spät in der Vegetationsperiode erfolgen. Ab Mitte September sind die meisten Lebenszyklen der Biozönose abgeschlossen oder in Ruhestadien eingetreten.

Für die Unterhaltung der reinen Gewässerrandstreifen gilt, daß diese umso aufwendiger ausfallen wird, je intensiver und erosionsprovozierend die angrenzende landwirtschaftliche Nutzung ist, und deshalb eine hohe Gewässerschutzfunktion von relativ schmalen Gewässerrandstreifen erwartet wird. Die grasbewachsenen Pufferzonen in erosionsgefährdeten Einzugsgebieten müssen besonders nach erosiven Starkregenereignissen auf Schäden hin untersucht und entsprechend gewartet werden. Bei neuangelegten Gewässerrandstreifen besteht in den ersten zwei Jahren ein erhöhter Unterhaltungsbedarf, der sich aber mit zunehmender Etablierung der Vegetation sehr stark verringert. Soweit am Gewässer stockende Gehölze unterspült und Wurzelstöcke, Totholz sowie abgeknickte Gehölzteile im Gewässerbett belassen werden können, erhöhen diese das Strukturangebot, besonders wenn sie zu Anlandungen führen.

Langfristig brauchen und sollten Unterhaltungsarbeiten an Gewässerrandstreifen nicht mehr mit routinemäßiger Regelmäßigkeit durchgeführt werden, sondern nur bei nachweislichem Bedarf entsprechend dem neu zu erstellenden Pflegeplan.

Frisch eingesetzte Vegetation muß im Rahmen der Fertigstellungspflege ein Jahr lang beobachtet und ggf. gepflegt werden, bis sie stabil angewachsen ist.

6.3.2 Pflege und Unterhaltung der einzelnen Module

Das **Modul 1 „Ungelenkte Sukzession“** bedarf definitionsgemäß der geringsten Pflege. Nur in denjenigen Fällen, in denen ausdrücklich keine Beschattung des Gewässers erwünscht ist, sollten auf der sonnenzugewandten Uferseite des betreffenden Gewässerabschnittes aufkommende Gehölze entfernt werden. Eventuell auftretende Erosionsrinnen sollten wieder mit dem lokalen Oberbodenmaterial verfüllt werden und mit bereits entwickelter Vegetation bepflanzt werden, um Widerstände gegen weitere Erosionen auszubilden.

Die intensivste Pflege und Unterhaltung muß dem **Modul 2** zuteil werden. Im Fall des am Ufer gelegenen „**Böschungsrassen**“ sollte dieser einmal pro Jahr gemäht werden. Dabei ist er gleichzeitig auf Erosionschäden vom Land her (Erosionsrinnen) und von der Gewässerseite (Seitenerosion) zu untersuchen. Gravierende Schäden sollten baldmöglichst behoben werden (Verfüllung) und bei wiederholtem Auftreten auf

die Erfahrungen der Ingenieurbiologie zurückgegriffen werden.

Der „**Filterrasen**“ bedarf gerade in seiner Initialisierungsphase einer häufigen Aufwuchs- und Funktionskontrolle. Nach der Aussaat sollte einmal pro Monat eine Sichtkontrolle dieser sensiblen Vegetationsstreifen erfolgen, bei der Aufwuchslöcher durch Nachsaat auszugleichen sind. Die Aussaat sollte mit der üblichen Startdüngung versehen werden, deren hoher Phosphatanteil eine rasche Wurzelentwicklung fördert. Je eher sich die Grasnarbe schließt und je dichter sie wächst, desto höher wird dann auch ihre Filterwirkung sein. Im weiteren Verlauf seiner Entwicklung ist der Filterrasen ca. dreimal pro Jahr zu mähen, um eine optimale Funktionalität zu gewährleisten. Erosionsschäden sollten sofort behoben werden. Langfristig ist dieser Zustand solange aufrecht zu erhalten, wie die Landnutzung auf dem angrenzenden Hang Erosionsprozesse der Ackerkrume fördert (hier ist eine Kosten/Nutzenbetrachtung zu einer bodenschützenden Landnutzung angebracht).

Das **Modul 3 „Gräser, Kräuter, Stauden“** bedarf nur einer geringer Unterhaltung. Wenn dieses Modul ohne die Module 5 und 6 (Gehölze) zum Einsatz kommt, so ist für seine Funktionalität der bodennahe Aufwuchs von Bedeutung. In dem Fall sollte ca. einmal pro Jahr auf ausreichenden Gräser-, Kräuter- oder Staudenwuchs geachtet werden. Die Stauden sind ca. alle drei Jahre zu mähen, um eine spontane Gehölzentwicklung zugunsten der gewünschten Arten zurückzudrängen.

Bei dem **Modul 4 „Sträucher über 1,5 m Höhe“** ist seine mechanische Festigkeit bis 1,5 m Höhe zu gewährleisten. Dieses Modul darf von daher nur in den Fällen zurückgeschnitten werden, wenn die distanzzerzeugenden Module 5 oder 6 gleichzeitig eingesetzt wurden. Im letzten Fall soll es die Höhe der Hauptgehölze soweit unterschreiten und die des Moduls 3 übertreffen, daß ein gleichmäßiges Profil wie in Abbildung 31 aufrecht erhalten bleibt.

Wenn das **Modul 5 „Gehölze mit Unterwuchs“** einzeln empfohlen und implementiert wurde, ist auf dichten Unterwuchs zu achten, um Winddurchblasungen und Durchfluß von Oberflächenabfluß zu behindern. Es ist dafür Sorge zu tragen, daß der Unterwuchs mit den Standortbedingungen und den Gehölzen harmonisiert. Einmal pro Jahr sollten die Ufergehölze auf gesunde Entwicklung hin untersucht werden. Zur Gehölzpflege siehe auch das „HANDBUCH WASSERBAU Heft 6“.

Das **Modul 6 „Lückenlose dreizeilige Gehölze“** bedarf, wenn die Gehölze richtig und gesund angewachsen sind, keiner besonderen Pflege mehr. Nur im Anwachs- bzw. Jugendstadium sind ggf. pflegende oder korrigierende Maßnahmen erforderlich. Diese sollten nur den gesunden Wuchs, nicht aber die Wuchsform selber betreffen. Die Bäume sollten ihr

natürliches Lebensende erreichen dürfen. Umgestürzte Bäume sind nur dann aus dem Verbund zu entfernen, wenn sie den Abfluß, die Nachbargehölze oder die Landnutzung deutlich behindern bzw. Eigentum gefährden. Ansonsten gehören sie zur natürlichen Entwicklung eines strukturierten Ufersaumes.

Der gesunde Aufwuchs des **Moduls 7 „Makrophyten“** ist jährlich zu inspeziieren. In den ersten Jahren können Nachpflanzungen notwendig werden, wenn sonst die Bestandsentwicklung gefährdet wäre. Später gehören vereinzelte Bestandslücken durchaus zur natürlichen Entwicklung des Röhrichs.

Da das **Modul 8 „Extensiv genutztes Grünland“** in Fällen hoher Erosionsschäden dem eigentlichen Grasfilterstreifen als Pufferzone vorgelagert wird, sollte es in einem Zustand erhalten werden, in welchem es den Oberflächenabfluß bremst und flächenhaft in den Filterstreifen (Modul 2) einleitet. Diese Funktion kann es am besten erfüllen, wenn es selber frei von Erosionsrinnen gehalten wird (verfüllen oder ingenieurbiologische Maßnahmen). Sein Aufwuchs sollte bodennah und dicht gehalten werden. Intensive Weidenutzung und Düngung verbieten sich, da hierdurch wieder vermehrt Nährstoffe in das System eingetragen werden würden.

Die künstlichen Elemente des **Moduls 9 „Faschinen, Quersperren“** sind jährlich auf ihre Wirksamkeit hin zu inspeziieren und ggf. zu reparieren. Es ist anzuraten, in Fällen um- oder ausgespülter Faschinen die Bildung der dafür verantwortlichen Erosionsbahnen zu erkunden und genau dort weitere Maßnahmen anzusetzen. Das eigentlich nicht in eine naturnahe Landschaft gehörende Modul 9 sollte sinnreicher Weise nur dann in Erwägung gezogen werden, wenn der Bodenschutz auf der Fläche nicht mehr zu verbessern ist, und dennoch weitere Erosionsprozesse ablaufen. Die aus lebenden Weidenzweigen aufgebauten Faschinen sollten alle 1-2 Jahre auf ihre Wirksamkeit hin untersucht und teilweise auch soweit zurückgeschnitten werden, daß sie einen dichten und buschigen Habitus annehmen.

7. Programmgestützte Analyse der Gewässer in den Modellgebieten

Nachdem im Kapitel 6 das Prinzip der Umsetzung der Analyseergebnisse dargestellt wurde, soll in diesem Kapitel gezeigt werden, zu welchen Ergebnissen die programmgestützte Analyse in den drei kartierten Modellgebieten führt. Hierzu sind von mehreren Arbeitsgruppen an verschiedenen Stand- und Fließgewässern der 2. und 3. Ordnung insgesamt 2.467 Abschnitte je 30 m Länge kartiert worden. Diese 74 km bearbeiteten Gewässerabschnitte sollten ausreichen, um die Funktionsfähigkeit des Programms unter den

realen Bedingungen des Landes Brandenburg zu testen.

Die Kartierungen erfolgten nach dem für diese Studie entwickelten Fragebogen (siehe Anhang A), durch dessen Information die Höhe der potentiellen Stoffeinträge aus dem angrenzenden Einzugsgebiet abgeschätzt werden kann. Um die Funktionalität von Gewässerrandstreifen nicht nur auf den Schutz vor Stoffeinträgen einzuschränken, wurden in den Testläufen aus dem hierfür entworfenem Zusatzfragebogen (siehe Anhang B) weitere elementare Funktionen von Gewässerrandstreifen ausgewählt. Mit dieser Vorgehensweise können zwei Extreme der Empfehlungen ermittelt werden:

- 1.) Eine **Minimalempfehlung**, welche nur den Schutz vor oberirdischen diffusen Stoffeinträgen berücksichtigt.
- 2.) Eine **Maximalempfehlung**, welche zusätzlich viele Funktionen (u. a. Beschattung, Windschutz, verstärkte Habitatbildung, Biotopvernetzung, Uferschutz) erfüllen soll, deren Implementierung erst nach Einbeziehung weiterer Entscheidungsträger empfohlen werden kann.

Nach der Minimalempfehlung können Gewässerrandstreifen explizit nur in denjenigen Abschnitten entfallen, in denen das Relief mindestens 50 m neben dem Ufer eben ist und gleichzeitig als Nutzungsformen Wälder, Vorwaldstadien, Dauerbrachen oder Hochstaudenfluren existieren. Hierdurch soll sichergestellt werden, daß jegliche bodenbearbeitende oder beweidende landwirtschaftliche Nutzung durch geeignete Vegetationsmodule von den Gewässern ferngehalten wird. So sollten bereits nach der Minimalempfehlung keine vegetationslosen Uferzonen mehr existieren.

Die Darstellung der Ergebnisse erfolgt graphisch und gebietesbezogen (Abb. 34 - 36). Der ermittelte Flächenbedarf der aktuell vorhandenen Gewässerrandstreifen wird der Minimalempfehlung sowie der Maximalempfehlung gegenübergestellt. Bei den Abbildungen wird auf eine strukturelle Darstellung der Gewässerrandstreifen (Zusammensetzung) zugunsten der Gesamtbreite verzichtet.

Bei einer pauschalen Empfehlung von 10 m Breite ergibt sich ein Flächenbedarf von 1 ha Land pro km einseitigem Gewässerufer (Abb. 33). Der Vergleich der

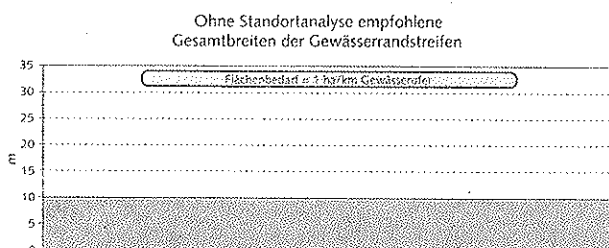


Abb. 33: Flächenbedarf für Gewässerrandstreifen bei einer pauschalen Breite von 10 m

Abbildung 33 mit den Abbildungen 34 - 36 zeigt dagegen den konkreten Bedarf von Gewässerrandstreifen entlang der Gewässerufer, der sich aufgrund der vorgeschlagenen Standortanalyse ergibt. Es stellte sich hierbei heraus, daß der differenzierte Flächenbedarf nicht unbedingt höher ausfallen muß, als der pauschale.

• Bedarfsanalyse für den Dreescher Seegraben

Im Modellgebiet Dreescher Seegraben sind 467 Gewässerabschnitte kartiert worden. Bei einer Breite zwischen 0 und 50 m existieren zur Zeit bereits Gewässerrandstreifen mit einem Flächenbedarf von 2,0 ha/km Gewässerufer (Abb. 34 oben). Es fällt die hohe Variabilität der Gesamtbreiten auf. Während in einigen Abschnitten überhaupt keine Gewässerrandstreifen existieren, erreichen sie in anderen Abschnitten Breiten bis zu 50 m.

Der minimale Flächenbedarf für Gewässerrandstreifen, der sich aus der Sicht der Stoffeintragsverminderung (Standortanalyse ohne Zusatzfragen) ergibt, liegt im Modellgebiet Dreescher Seegraben bei 1,7 ha/km Gewässerufer (Abb. 34 Mitte). Danach sind an 38 Gewässerabschnitten keine Randstreifen zum Schutz von Stoffeinträgen erforderlich, an 25 Abschnitten wären bereits bis zu 5 m ausreichend und an 156 Abschnitten bis zu 10 m. Die restlichen 248 Gewässerabschnitte erfordern zu ihrem wirksamen Schutz vor Stoffeinträgen Gewässerrandstreifen zwischen 20 und 49 m. In diesen 245 Abschnitten muß mit so hohen Stoffeinträgen aus der Bodenerosion gerechnet werden, daß massive Schutzmaßnahmen für die Gewässer erforderlich werden.

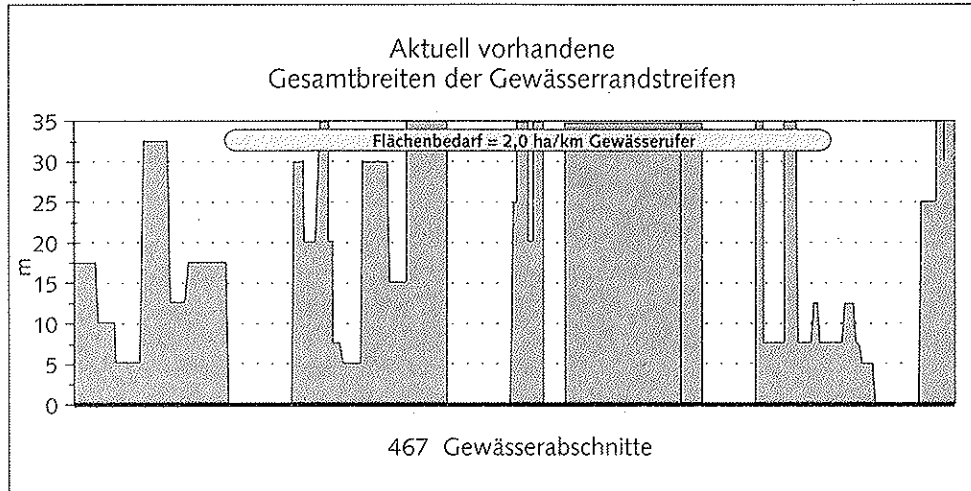
Werden alle wesentlichen Zusatzfragen positiv beantwortet, erhöht sich der Flächenbedarf für Gewässerrandstreifen im Modellgebiet Dreescher Seegraben auf 2,7 ha/km Gewässerufer (Abb. 34 unten). Bei dieser Maximalempfehlung entfallen die Breitenklassen 0 bis 10 m. 33 Gewässerabschnitte sollten danach kleiner 20 m breit sein, 349 zwischen 20 und 35 m sowie 85 Abschnitte darüber hinaus bis maximal 60 m. Der gesamte, maximale Flächenbedarf liegt über dem aktuell vorhandenen.

Dieses Ergebnis verdeutlicht, daß mit der vorgeschlagenen Standortanalyse die Haupteintragsbereiche der Fließ- und Standgewässer sehr genau identifiziert werden können. Für das Modellgebiet Dreescher Seegraben liegt der Flächenbedarf der minimal empfohlenen Gewässerrandstreifenausstattung unter dem zur Zeit vorhandenen. Mit der Umsetzung der Empfehlung könnten die Gewässer dieses Modellgebietes effektiver vor Stoffeinträgen aus den angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen geschützt werden, da die Breite und Ausstattung der Schutzstreifen genau auf die Stoffeintragsbedingungen jedes einzelnen Gewässerabschnitts abgestimmt werden.

Gewässerrandstreifen in Brandenburg

– Vergleich des IST-Zustandes mit einer Minimal- und einer Maximalempfehlung –

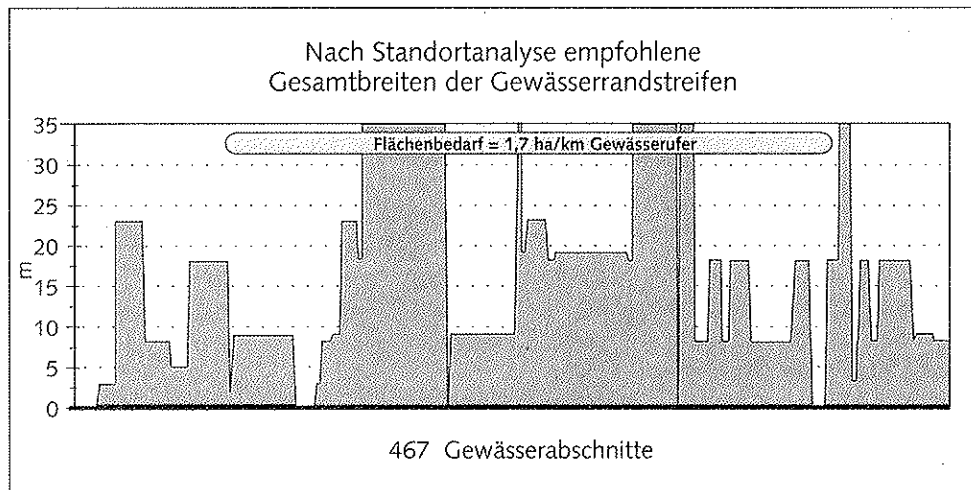
BEISPIEL: DREESCHER SEEGRABEN



Häufigkeitsanalyse

Breite [m]	Häufigkeit
0	138
5	32
10	52
15	29
20	45
35	50
50	121
Maximal:	150

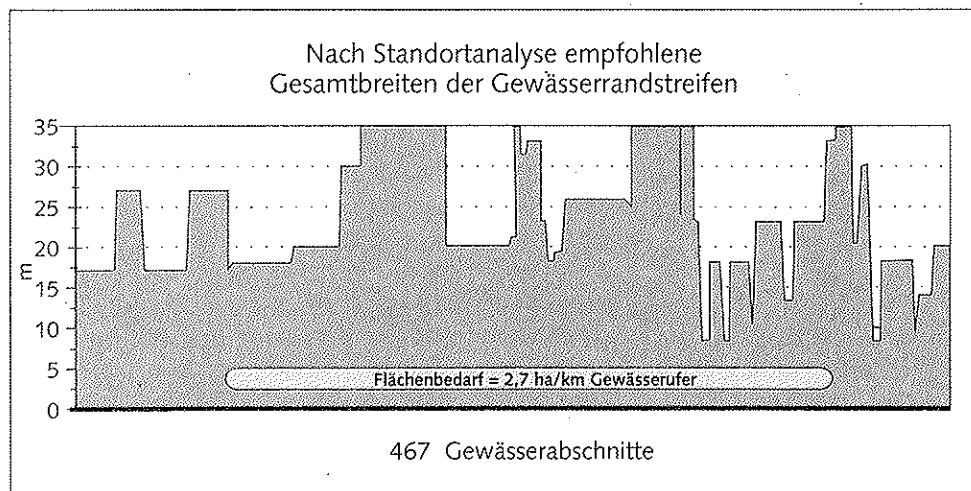
Minimal (nur gegen oberirdische Stoffeinträge)



Häufigkeitsanalyse

Breite [m]	Häufigkeit
0	38
5	25
10	156
15	0
20	129
35	34
50	85
65	0
Maximal:	49

Maximal (alle Funktionen)



Häufigkeitsanalyse

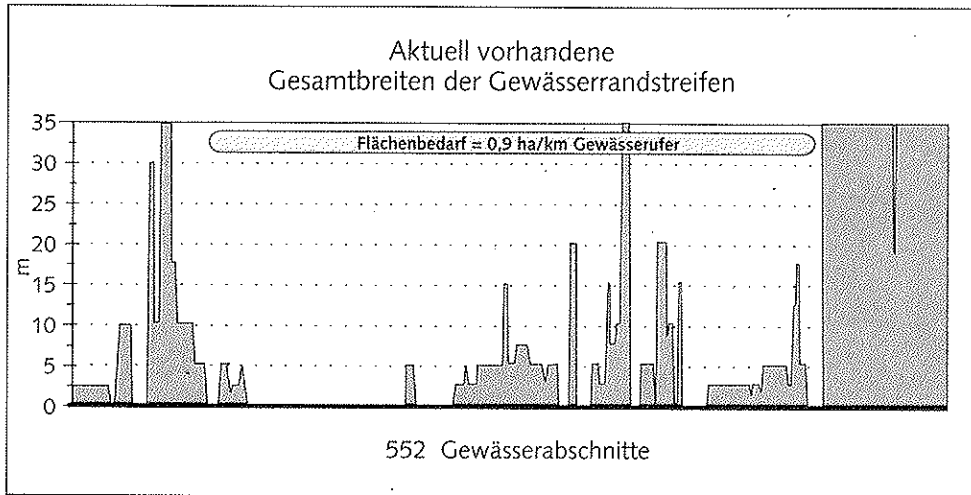
Breite [m]	Häufigkeit
0	0
5	0
10	18
15	15
20	201
35	148
50	45
65	40
Maximal:	61

Abb. 34: Ergebnisse der vorgeschlagenen Analyse von Gewässerrandstreifen - angewandt auf 467 Abschnitte des Dreescher Seegrabens

Gewässerrandstreifen in Brandenburg

– Vergleich des IST-Zustandes mit einer Minimal- und einer Maximalempfehlung –

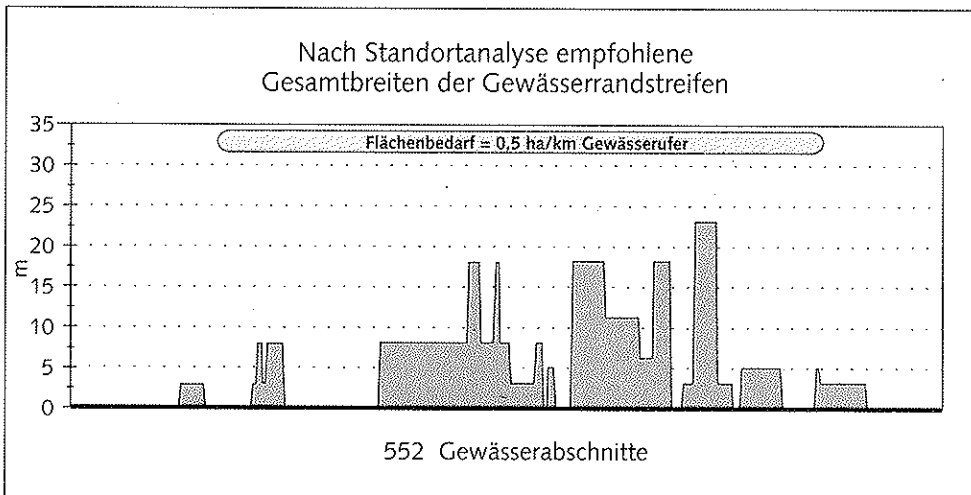
BEISPIEL: PLATTKOWER MÜHLENFLIEß



Häufigkeitsanalyse

Breite [m]	Häufigkeit
0	218
5	194
10	40
15	10
20	13
35	11
50	66
Maximal:	50

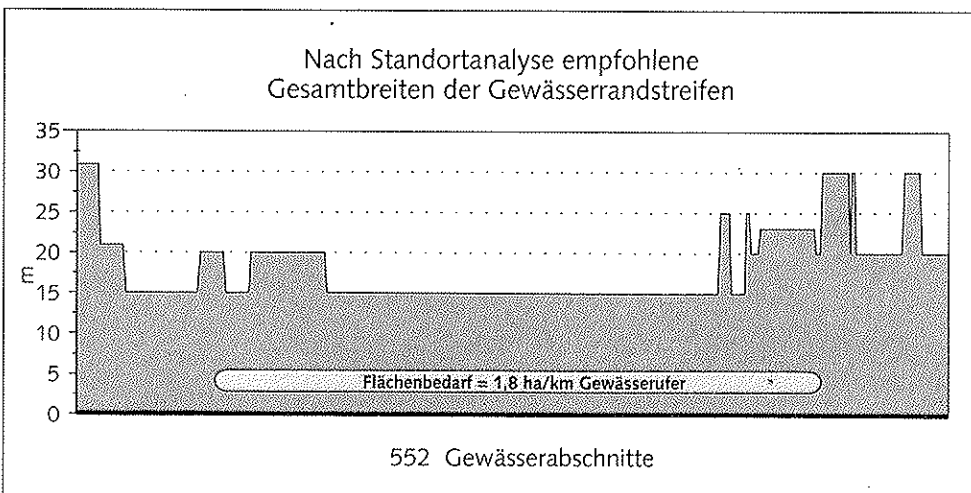
Minimal (nur gegen oberirdische Stoffeinträge)



Häufigkeitsanalyse

Breite [m]	Häufigkeit
0	258
5	118
10	100
15	22
20	40
35	14
50	0
65	0
Maximal:	23

Maximal (alle Funktionen)



Häufigkeitsanalyse

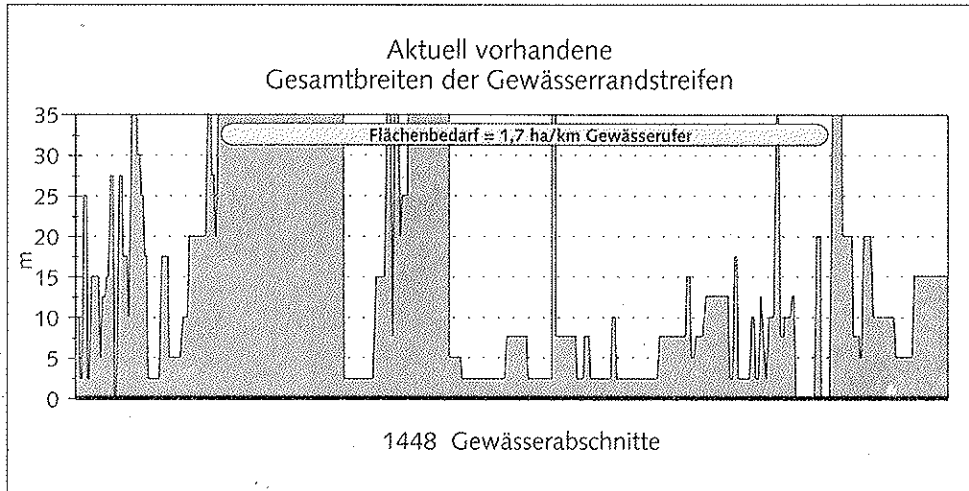
Breite [m]	Häufigkeit
0	0
5	0
10	0
15	324
20	123
35	105
50	0
65	0
Maximal:	31

Abb. 35: Ergebnisse der vorgeschlagenen Analyse von Gewässerrandstreifen - angewandt auf 552 Abschnitte des Plattkower Mühlenfließes

Aktueller Bedarf an Gewässerrandstreifen

(als Differenz zwischen Ist-Zustand und Soll)

BEISPIEL: NEUENHAGENER MÜHLENFLIEß

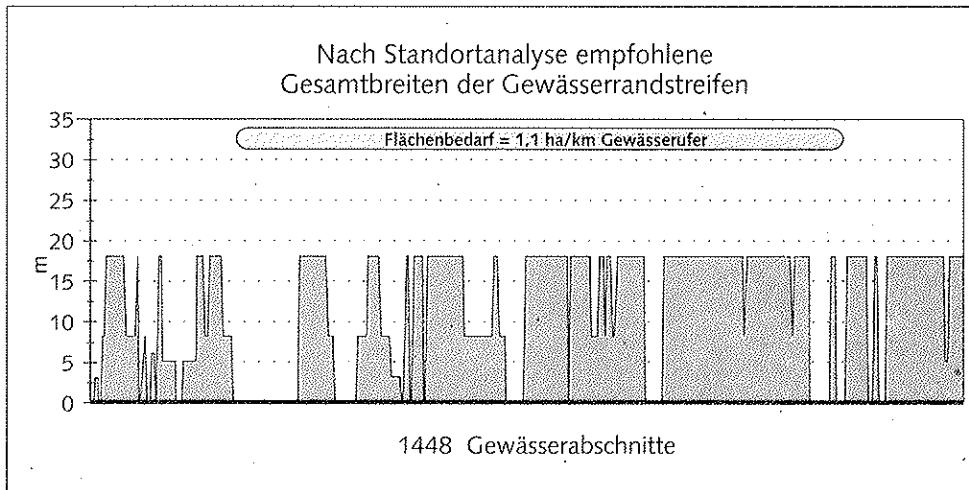


Häufigkeitsanalyse

Breite [m]	Häufigkeit
0	62
5	465
10	278
15	161
20	109
35	104
50	269

Maximal: 50

Minimal (nur gegen oberirdische Stoffeinträge)

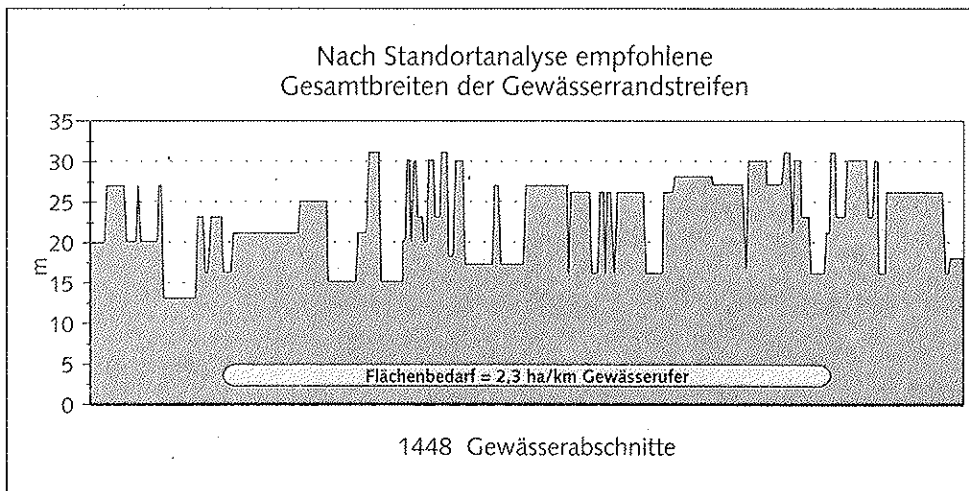


Häufigkeitsanalyse

Breite [m]	Häufigkeit
0	359
5	81
10	204
15	0
20	805
35	0
50	0
65	0

Maximal: 18

Maximal (alle Funktionen)



Häufigkeitsanalyse

Breite [m]	Häufigkeit
0	0
5	0
10	0
15	144
20	361
35	943
50	0
65	0

Maximal: 31

Abb. 36: Ergebnisse der vorgeschlagenen Analyse von Gewässerrandstreifen - angewandt auf 1.488 Abschnitte des Neuenhagener Mühlenfließes

• Bedarfsanalyse für das Platkower Mühlenfließ

Im Modellgebiet Platkower Mühlenfließ wurden 552 Gewässerabschnitte kartiert. Bei einer Breite zwischen 0 und 50 m wird in diesem Modellgebiet eine Fläche von 0,9 ha/km Gewässerufer von den aktuell existierenden Gewässerrandstreifen eingenommen (Abb. 35 oben). Die Breitenvariabilität ist ähnlich hoch wie in dem Modellgebiet Dreescher Seegraben.

Nach der Minimalempfehlung sind an 258 Gewässerabschnitten keine Schutzstreifen erforderlich, um das Gewässer gegen mögliche Stoffeinträge aus der Landwirtschaft abzupuffern; an 218 Abschnitten sollten sie bis zu 10 m breit sein und an 76 bis zu 23 m (Abb. 35 Mitte). Hieraus ergibt sich ein aus der Sicht Stoffeintragsverminderung erforderlicher Flächenbedarf von 0,5 ha/km Gewässerufer.

Sollen von den Gewässerrandstreifen zusätzlich Beschattungs-, Windschutz- und erweiterte Habitatfunktionen wahrgenommen werden, so erhöht sich der Flächenbedarf hierdurch auf 1,8 ha/km Gewässerufer (Abb. 35 unten). Bei der Maximalempfehlung für dieses Modellgebiet liegt die Mindestbreite der Schutzstreifen bei 15 m, die für 324 Abschnitte gefordert wird. Die restlichen 228 Abschnitte sollten dann bis zu 31 m breit sein. Auch für das Modellgebiet Platkower Mühlenfließ stellt sich die programmgestützte Standortanalyse als effektives Werkzeug für die Lokalisierung der Haupteintragsbereiche dar.

• Bedarfsanalyse für das Neuenhagener Mühlenfließ

Im Modellgebiet Neuenhagener Mühlenfließ sind insgesamt 1.448 Gewässerabschnitte kartiert worden, die mit Breiten zwischen 0 und 50 m eine Fläche von durchschnittlich 1,7 ha/km Gewässerufer einnehmen (Abb. 36 oben). Im Kontrast zu den beiden anderen Modellgebieten existieren hier nur 62 Gewässerabschnitte (4,3 %) ohne Randstreifen. Die häufigsten vorkommenden Breiten lagen zwischen 5 und 10 m.

Die Minimalempfehlung führt in diesem Modellgebiet zu einem Flächenbedarf von 1,1 ha/km Gewässerufer. Danach werden an 358 Gewässerabschnitten keine Randstreifen benötigt, weil keine besonderen Stoffeinträge aus dem Oberflächenabfluß in die angrenzenden Gewässer zu erwarten sind (Abb. 36 Mitte). An 285 Abschnitten werden bis 10 m breite Schutzstreifen gefordert und an den restlichen 805 Abschnitten bis 18 m breite. Die Minimalempfehlung zeigt, daß in dem Modellgebiet Neuenhagener Mühlenfließ keine so hohen Erosionen von Bodenmaterial zu erwarten sind, daß mit ausgedehnten Schutzstreifen operiert werden müßte.

Abbildung 36 (unten) verdeutlicht, wie stark die Ausdehnung und der gesamte Flächenbedarf an Gewässerrandstreifen ansteigen, wenn die Funktionen in der Maximalempfehlung gefordert werden. Alle 1.448 Gewässerabschnitte sollten danach zwischen 10 und 31 m breit sein, was einen Flächenbedarf von 2,3 ha/km Gewässerufer zur Folge hätte.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse der vorgeschlagenen Standortanalyse, daß insbesondere im Modellgebiet Neuenhagener Mühlenfließ 31 % der zur Zeit vorhandenen Gewässerrandstreifenfläche nicht zwingend erforderlich sind. Wie groß der Anteil der Flächen ist, die neu eingerichtet werden sollten, wird im folgenden Kapitel erläutert.

7.1 Der aktuelle Handlungsbedarf in den Einzugsgebieten

Mit Hilfe der vorgeschlagenen Standortanalyse kann ermittelt werden, wie breit die an den Gewässern einzurichtenden Randstreifen sein sollten, um die gestellten Anforderungen zu erfüllen. Werden von den empfohlenen Breiten die bereits vorhandenen Breiten subtrahiert, so tritt als Ergebnis der aktuelle Handlungsbedarf hervor, d. h. an welchen Gewässerabschnitten Schutzstreifen neu angelegt, bzw. verbreitert werden müssen.

Im Modellgebiet **Dreescher Seegraben** sind nach der Standortanalyse an 215 Gewässerabschnitten (46 %) zumindest keine quantitativen Veränderungen der bestehenden Gewässerrandstreifen erforderlich, um das Gewässer vor oberirdischen diffusen Stoffeinträgen zu schützen (Abb. 37 oben). An diesen Abschnitten wird die vorhandene Breite der Randstreifen als ausreichend eingestuft. Ob die vorhandene Vegetation aber auch in qualitativer Hinsicht den Anforderungen entspricht, muß individuell geprüft werden. An 141 Abschnitten (30 %) sind Erweiterungen der existierenden Schutzzonen um bis zu 10 m erforderlich. 19 Gewässerabschnitte (4 %) sind einem so hohen Eintrittsrisiko ausgesetzt, daß dort 20 bis 37 m breite Gewässerrandstreifen implementiert werden sollten. Aus rein quantitativer Sicht liegt der gesamte, konkrete Flächenbedarf an neuen oder zusätzlichen Randstreifen im Modellgebiet Dreescher Seegraben bei 0,021 ha/km Gewässerufer.

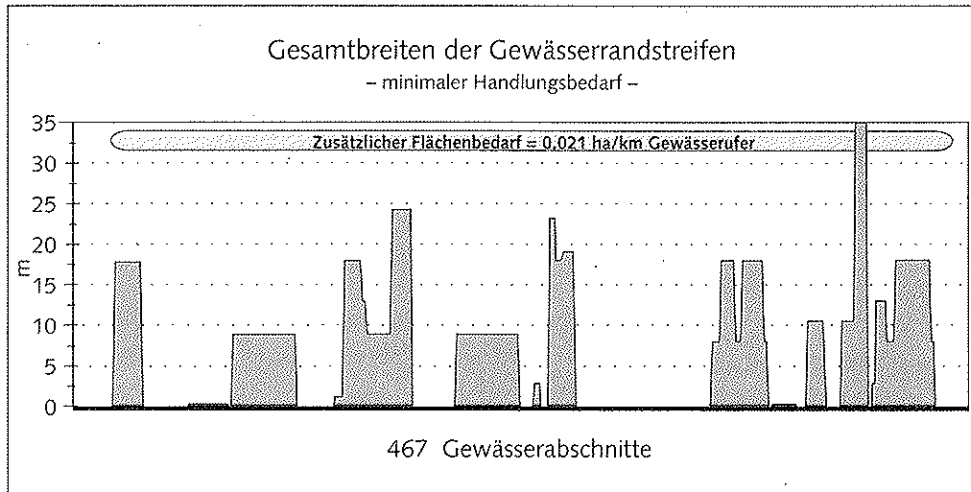
Im Modellgebiet **Platkower Mühlenfließ** sind aufgrund der Standortanalyse an 354 Gewässerabschnitten (64 %) keine weiteren Randstreifen zum Schutz vor Stoffeinträgen erforderlich (Abb. 37 Mitte). An 147 Abschnitten (27 %) sind Erweiterungen der existierenden Schutzzonen um bis zu 10 m erforderlich und an weiteren 51 Abschnitten (9 %) bis zu 23 m Breite. Der gesamte zusätzliche Flächenbedarf liegt in diesem Modellgebiet bei nur 0,0096 ha/km Gewässerufer - ein Zeichen für die günstigen Ausgangsvoraussetzungen in diesem Modellgebiet.

Im Modellgebiet **Neuenhagener Mühlenfließ** werden an 664 Gewässerabschnitten (46 %) aus quantitativer Sicht keine weiteren Maßnahmen gegen potentielle Stoffeinträge für notwendig erachtet (Abb. 37 unten). An 408 Abschnitten (28 %) werden Neuanlagen bzw. Erweiterungen bis zu 10 m Breite empfohlen und an 376 Abschnitten (26 %) bis zu 16 m. Der gesamte

Gewässerrandstreifen in Brandenburg

– Vergleich des IST-Zustandes mit einer Minimal- und einer Maximalempfehlung –

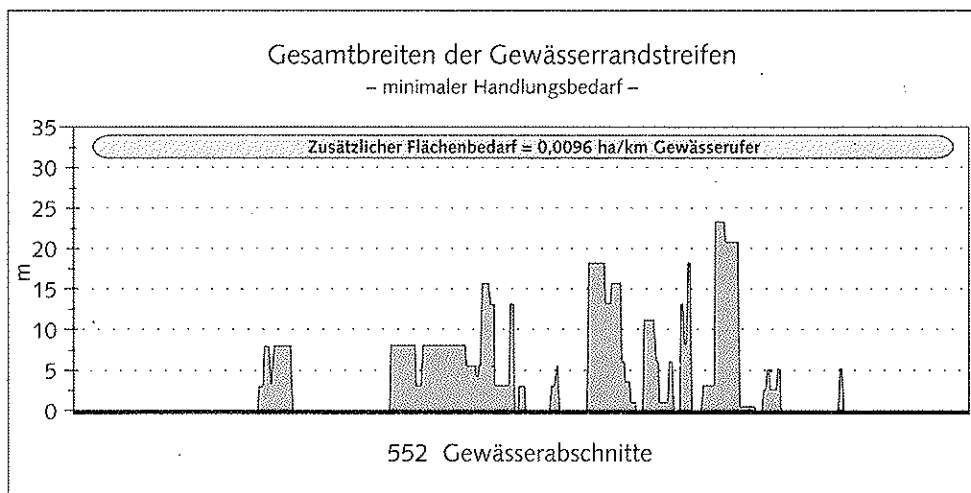
DREESCHER SEEGRABEN



Häufigkeitsanalyse

Breite [m]	Häufigkeit
0	215
5	43
10	98
15	23
20	69
35	13
50	6
Maximal:	36,5

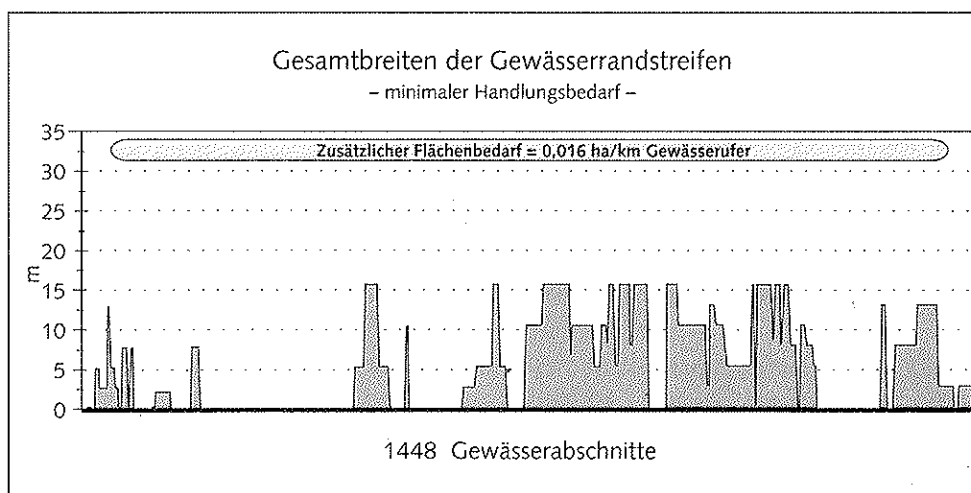
PLATTKOWER MÜHLENFLIEß



Häufigkeitsanalyse

Breite [m]	Häufigkeit
0	354
5	71
10	76
15	17
20	20
35	14
50	0
Maximal:	23

NEUENHAGENER MÜHLENFLIEß



Häufigkeitsanalyse

Breite [m]	Häufigkeit
0	664
5	139
10	269
15	196
20	180
35	0
50	0
Maximal:	15,5

Abb. 37: Ermittlung des aktuellen minimalen Handlungsbedarfs zur Ausweisung von Gewässerrandstreifen in den drei Modellgebieten

zusätzliche Flächenbedarf liegt in diesem Gebiet bei 0,016 ha/km Gewässerufer.

Insgesamt bringt die an nahezu 2.500 Gewässerabschnitten durchgeführte Analyse zwei Ergebnisse hervor:

- 1.) Die programmgestützte Analyseprozedur führt zu standortspezifischen und flächenschonenden Empfehlungen an Gewässerschutzstreifen, die sehr gut standorttypische Charakteristika widerspiegeln. Bei Bedarf werden nur diejenigen welche eine Verminderung von diffusen Stoffeinträgen als primäres Ziel anvisieren. Hierbei werden alle Gewässerabschnitte identifiziert, an denen Gewässerrandstreifen aus der Sicht der Stoffeintragsverminderung nicht notwendig erscheinen, was den kostenintensiven Erwerb an zusätzlichen Flächen auf ein Minimum senkt.
- 2.) Zusätzliche Anforderungen an die zu implementierenden Gewässerrandstreifen, wie z. B. Elemente des Naturschutzes, des Biotopverbundes und der landschaftsplanung werden vom Konzept je nach Bedarf integriert und führen zu strukturellen Bereicherungen der Gewässerrandstreifen.
- 3.) Im Land Brandenburg existieren an vielen Gewässern extensiv genutzte Uferzonen und ufernahe Brachen, die bis zu 50 m breit sind. Dort besteht bereits ein großes Schutzpotential, das es an den eintragsgefährdeten Abschnitten zu erhalten und ggf. zu erweitern gilt.

7.2 Schlußfolgerungen für die Praxis

7.2.1 Grundsätzliche Überlegungen vor der Implementierung

Primär ist zu klären, an welchen Gewässern des Landes Brandenburg eine Standortanalyse zur Ausweisung von Gewässerrandstreifen sinnvoll wäre. Hierzu ist eine flächendeckende Bestandsaufnahme des Stoffeintragspotentials notwendig, wie sie z. B. im Rahmen eines Projektes für Mecklenburg-Vorpommern durchgeführt wird („Quantifizierung der Nährstoffeinträge in Flußgebiete des Landes Mecklenburg-Vorpommern“).

In Bezug auf das Potential der Nährstoffretention durch Gewässerrandstreifen sollten keine zu hohen Erwartungen gestellt werden. Bei der Unterstellung eines Retentionsvermögens funktionsfähiger Gewässerrandstreifen für Stickstoff von 20% und für Phosphor von 50%, kann z. B. für das Einzugsgebiet der Havel davon ausgegangen werden, daß Verringerungen der diffusen Einträge von 4% bei Stickstoff und 30% bei Phosphor möglich sind. Bezogen auf die Gesamtfracht der Havel wäre das Rückhaltevermögen von flächendeckend angelegten Gewässerrandstreifen mit einer Frachtreduzierung von ca. 2% des Stickstoffs und ca. 10% des Phosphors eher gering.

Vor der konkreten Einrichtung oder Aufwertung von Gewässerrandstreifen ist zu prüfen, ob nicht ein geeigneter Bodenschutz oder eine Umstellung/Extensivierung der konventionellen Landwirtschaft für den Gewässerschutz sinnvoller wären. Was die flächenhaften Stoffeinträge in die Gewässer betrifft, so wären z. B. 100 - 200 m breite Zonen gewässerschonender Landwirtschaft vielleicht sogar kostengünstiger - sicher aber wirksamer - als eine aufwendige Implementierung von Gewässerrandstreifen.

Subventionierungen für die Extensivierung landwirtschaftlicher Nutzflächen sollten derart gesteuert werden, daß die Extensivierungsflächen möglichst nahe an den Gewässern liegen. Hierdurch sind die größten Effekte für den Gewässerschutz zu erhalten, weil die Nährstoffretention auch im Zwischenabfluß mit zunehmender Fließlänge und Fließzeit ansteigt. Allgemein gilt: **je weiter eine intensiv genutzte Ackerfläche vom Gewässer entfernt liegt, desto geringer sind die Stoffkonzentrationen im Zufluß des Gewässers.**

7.2.2 Aspekte bei der praktischen Umsetzung der Empfehlungen

Bei der praktischen Umsetzung der hier vorgestellten Empfehlungen sind einige wichtige Umstände zu beachten. So stellen alle Empfehlungen zur Zeit begründete Vorschläge dar, die durch die konkrete Anwendung vor Ort noch zu optimieren sind.

Erst durch praktische Erfahrungen mit dem hier vorgestellten Verfahren können Unstimmigkeiten, Mängel und Redundanzen herausgefunden werden, die nicht durch die Erfahrung der Projektteilnehmer erkannt wurden. Allein der Fragebogen kann durch die Kartierung der nahezu 2.500 Gewässerabschnitte und die sich hieraus ergebenden Verbesserungsvorschläge der Kartierer als recht stabil (allgemeingültig) eingestuft werden.

Die praktische Umsetzung sollte von den dafür zuständigen Fachbehörden unter einer wissenschaftlichen Begleitung in ausgewählten Modellgebieten erfolgen, um daran den Einsatz des Verfahrens in der Praxis zu optimieren. Hierbei sind primär die folgenden Fragen zu klären:

- 1.) Läßt sich die Datenerfassung für die Standortanalyse vereinfachen oder verbessern?
- 2.) Kollidieren die vom Programm herausgegebenen Empfehlungen mit bestimmten Gegebenheiten vor Ort? (Werden zu umfangreiche oder zu schmale, bzw. auch uneffektive Gewässerrandstreifen empfohlen?)
- 3.) Durch die Zusammenarbeit mit den Fachbehörden, Verbänden und Landwirten soll die Umsetzbarkeit getestet und optimiert werden.
- 4.) In welchem Umfang entsprechen die Entwicklung und Funktion der einzelnen Module sowie des gesamten Gewässerrandstreifens den gestellten

Anforderungen? (Hierzu ist neben einer einfachen Aufwuchsbeobachtung eine möglichst prozeßbezogene Funktionskontrolle erforderlich)

- 5.) Dem Punkt der Kosten- und Zeitaufwand/Nutzenanalyse sollte eine größere Beachtung zuteil werden.

Alle aufgeführten Fragen lassen sich sehr gut z. B. in den bereits existierenden Modellgebieten (Kap. 3) klären. Dort liegen eine guten Ortskenntnis und eine umfangreiche erarbeitete Datenbasis vor. Neben den allgemein charakterisierenden Daten der Modellgebiete existieren die benötigten GIS-Datensätze sowie viele Abschnittskartierungen zu dem Fragebogen. Da das Neuenhagener Mühlenfließ zu einem umfassenden Forschungsprojekt des IGB werden soll, können dort implementierte Gewässerrandstreifen in ihrer Filterwirkung quantifiziert werden. Hier wäre eine enge Zusammenarbeit mit den Fachbehörden des Landes Brandenburg von Vorteil, um die praktische Umsetzung der Ergebnisse aus der vorliegenden Studie zu optimieren. Gleichzeitig könnten Projektmitarbeiter in den Modellgebieten Schulungen zur Kartierung und Bewertung der Gewässerabschnitte durchführen.

Neben der Umsetzung in einem oder mehreren Modellgebieten ist die Einbeziehung weiterer ausgewählter Modellgebiete oder Gewässerabschnitte anzuraten, die sich durch Bedingungen auszeichnen, welche von denjenigen der Modellgebiete deutlich abweichen, aber in Brandenburg häufiger zu erwarten sind. Durch die gemeinsame Gestaltung und Beobachtung verschiedener modellhafter Umsetzungen können wertvolle Hinweise für die angestrebte landesweite Umsetzung des Konzepts erhalten werden.

Für die Umsetzung des Konzepts auf Landesebene sind nach bisherigem Kenntnisstand die folgenden Kriterien zu erfüllen:

- 1.) Die Datenbestände der benötigten GIS-Datensätze müssen landesweit und einheitlich vorhanden sein. Diese sind: Landnutzung, Topographie, Gewässernetz, Bodentypen, Biotoptypen.

- 2.) Die PC-Applikation sollte von einer Software-Entwicklungsfirma funktionell und gestalterisch ansprechender ausgestattet werden.
- 3.) Die Gewässernummerierung muß landesweit definiert sein.
- 4.) Die potentiellen Stoffeinträge in die Oberflächengewässer müssen landesweit quantifiziert sein, um Grundlagen für eine Kosten-/Nutzenanalyse zu schaffen.

7.2.3 Weiterer Forschungsbedarf

Aufgrund der vielen Unsicherheiten in Versuch und Praxis besteht für einige Wirkungen, die potentiell von Gewässerrandstreifen ausgehen können, noch ein intensiver Forschungsbedarf. Die wichtigsten Fragen davon sollen in einer hier vorgeschlagenen Prioritätenfolge aufgeführt werden:

- 1.) Wie kann die reale, d. h. die tatsächliche, langfristige Retentionsleistung von Gewässerrandstreifen in situ erfaßt werden und wie hoch ist diese?
- 2.) Von welchen Faktoren hängt die reale Retention primär ab?
- 3.) In welchem Umfang sind die erhaltenen Ergebnisse auch auf größere Einzugsgebiete übertragbar?
- 4.) Welchen Einfluß haben der Aufbau und die Vegetation von Gewässerrandstreifen auf deren Nährstoff- und Sedimentrückhalt?
- 5.) Kann die Unterdrückung des Makrophytenwachstums durch beschattende Ufervegetationen den Stoffrückhalt für das gesamte Gebiet wieder herabsetzen?
- 6.) Ist in den Gewässerrandstreifen eine Sättigung mit den eingetragenen Nährstoffen und Sedimenten zu erwarten und wann muß mit einer solchen gerechnet werden?
- 7.) Welche Pflegemaßnahmen sind zur Sicherung der Retentionsfähigkeit von partikulärem Material erforderlich?

8. Zusammenfassung

Eine der **Hauptaufgaben** dieser Studie bestand in der Identifizierung derjenigen naturräumlichen Standortfaktoren, aus welchen sich der Bedarf an Gewässerrandstreifen ableiten läßt. Die hierfür relevanten Faktoren wurden mittels Literaturstudium, Schadenskartierungen vor Ort und dem Einsatz eines Geographischen Informationssystems herausgearbeitet. Darauf aufbauend wurde versucht, das von der kombinierten Wirkung der verschiedenen Standortfaktoren ausgehende Belastungspotential zu erfassen und in variable Vorschläge für die Bemessung und Ausstattung von Gewässerrandstreifen umzusetzen.

Im **Einzugsgebiet der Havel** sind aktuell jährlich ca. 18% der gesamten diffusen Stickstoffeinträge (2.500 t) und 62% der diffusen Phosphoreinträge (630 t) potentiell durch Gewässerrandstreifen beeinflussbar. Unter der Annahme eines **Rückhaltevermögens von funktionsfähigen Gewässerrandstreifen** von ca. 20% für Stickstoff und 50% für Phosphor können bei flächendeckend angelegten Gewässerrandstreifen die diffusen Einträge für Stickstoff um ca. 4% und für Phosphat um ca. 30% vermindert werden.

Aufgrund des noch hohen Anteils der punktuellen Quellen an der gesamten Nährstofffracht der Havel sind die zur Zeit möglichen **Frachtenreduzierungen infolge von flächendeckend angelegten Gewässerrandstreifen** mit ca. 2% des Stickstoffs und ca. 12% des Phosphors gering. Werden die punktuellen Phosphoreinträge in den kommenden Jahren weiter um ca. 60 bis 80% abgesenkt, so wird deren künftiger Anteil der P-Fracht der Havel nur noch zwischen 12 und 24% liegen. Mit flächendeckend realisierten Gewässerrandstreifen wäre dann eine weitere Reduzierung der P-Fracht um ca. 25% möglich. In Flußgebieten des Landes Brandenburg mit hohen Stoffeinträgen über die Wasser- oder Winderosion sind von entsprechend gestalteten Gewässerrandstreifen höhere Rückhalte zu erwarten.

Als Wegbereiter einer Entwicklung zu mehr Naturnähe der oberirdischen Fließ- und Stillgewässer bieten sich Gewässerrandstreifen mit ihrer großen Palette an ökologisch hochwertigen Funktionen an. **Gewässerrandstreifen** werden hier **definiert** als variable Bänder natürlicher oder gepflanzter Vegetation entlang von Oberflächengewässern, die sich von der Mittelwasserlinie in das Einzugsgebiet hinein erstrecken und damit das Gewässer stofflich abpuffernd und ökologisch verbindend in die Landschaft eingliedern.

Von den **Funktionen**, die Gewässerrandstreifen direkt oder indirekt auf die angrenzenden Fließgewässer und Landflächen ausüben können, werden 15 verschiedene beschrieben und anhand der publizierten Erkenntnisse diskutiert. In einer kritischen Bewertung der von Gewässerrandstreifen ausgehenden Wirkungen für die Praxis werden die Zusammenhänge skiz-

ziert, die bei der Umsetzung der Theorie in die konkrete Landschaft zu beachten sind.

In drei ausgewählten **Klein-Einzugsgebieten** (23 bis 183 km²) wurde das entwickelte Verfahren der Standortanalyse modellhaft für Brandenburg erprobt. Für jedes dieser Einzugsgebiete wurden alle benötigten Datensätze erhoben und teilweise digitalisiert. Die **potentielle Wassererosionsgefährdung** in den Modellgebieten wurde unter Verwendung von Algorithmen der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK) mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems (GIS) abgeschätzt. Hieraus wurden diejenigen Gewässerabschnitte abgeleitet, an denen mit einem erhöhtem Potential erosiver Stoffeinträge zu rechnen ist.

Zur weiteren **Charakterisierung der Standorte** gehörten neben der Kartierung von bereits aufgetretenen Erosionsschäden die Kartierung der Landnutzung im Nahbereich des Gewässers sowie des Vegetationsbestands im Uferbereich. Ein für diese Studie entwickelter **Fragebogen**, der die standardisierte Erhebung der zur Auswertung benötigten Informationen gewährleistet, wurde an 2.467 Gewässerabschnitten a 30 m Länge erprobt. Hiermit konnte das vorgeschlagene Analyseverfahren an 74 km Gewässerufer praxisgerecht unter den Bedingungen des Landes Brandenburg optimiert werden.

Zur besseren Handhabung der Standortanalyse, Datenerhaltung und -auswertung auf Landesebene wurde ein **PC-basiertes Softwarekonzept** als Prototyp entwickelt. Dieses besteht aus den Hauptkomponenten GIS und dem Dialog- und Erläuterungssystem. Hiermit werden die Fragebögen aufgenommen, verwaltet und ausgewertet sowie kontextbezogene Hilfen und Erklärungen angeboten.

Als **Analyseergebnis** wird von dem Dialogsystem der aktuelle Vegetationsbestand der bearbeiteten Gewässerabschnitte herausgegeben sowie eine Empfehlung darüber, wie jeder Abschnitt gestaltet werden sollte. Zur besseren Orientierung kann dieses Ergebnis auch in ArcView2 visualisiert werden. Ergänzend wird auch die Möglichkeit angeboten, eine Gegenüberstellung der bereits bearbeiteten sowie der noch offenen Gewässerabschnitte zu erhalten.

Die **Gestaltungsempfehlung** über die zu implementierenden Gewässerrandstreifen erfolgt in **einer modularen Weise**. Intern werden 8 verschiedene Vegetationsmodule und ein ingenieurbioologisches Modul unterschieden, mit denen sich alle bekannten Funktionen von Gewässerrandstreifen erfüllen lassen. Die erforderlichen Module werden abschnittsbezogen in ihrer konkreten Lage zum Ufer und ihrer Breite angegeben. Zu komplexe oder redundante Kombinationen der Module werden von internen Algorithmen eliminiert.

Anschließend wird die **Überleitung zur Praxis** durch die Beschreibung des Aufbaus und der Pflege von

Gewässerrandstreifen konkretisiert. Dazu werden die einzelnen Module soweit beschrieben, daß ihr praktischer Einsatz im Gelände gewährleistet sein sollte. Häufig vorkommende oder typische Kombination der **Module** werden beispielhaft erläutert. Abschließend werden wichtige Initialmaßnahmen zur Umsetzung der Empfehlungen sowie zu erwartende Unterhaltungs- und Pflegemaßnahmen formuliert.

Die **Anwendung der programmgestützten Analyse auf die drei Modellgebiete** erfolgte in zwei Extremen. Bei der **Minimalempfehlung** wurden nur die aus der aktuellen naturwissenschaftlichen Sicht begründbaren Funktionen der Gewässerrandstreifen hinsichtlich einer Verminderung der Stoffeinträge aus der Landwirtschaft berücksichtigt. Für die **Maximalempfehlung** wurden zusätzlich viele Funktionen (Beschattung, Windschutz, Habitatbildung) gefordert, deren Implementierung nicht zweifelsfrei oder zwingend empfohlen werden kann. Hierbei zeigte sich, daß die vorgeschlagene Analyseprozedur zu flächenschonenden Empfehlungen führt, welche sehr gut die standorttypischen Charakteristika widerspiegeln.

Der **aktuelle Bedarf an neuen Gewässerrandstreifen** zum Schutz der Gewässer vor Stoffeinträgen aus der Landwirtschaft, der sich aufgrund der Analyse (Minimalempfehlung) für die drei Modellgebiete ergibt, liegt zwischen 0,0096 und 0,021 ha/km Gewässerufer. Damit eignet sich die vor gestellte Analyseprozedur dazu, den kostenintensiven Erwerb an zusätzlichen Flächen auf ein Minimum zu reduzieren. Gerade bei der angespannten Haushaltslage der Bundesländer wird hiermit ein Instrument angeboten, das eine hochwirksame und gleichzeitig sparsame Verwendung von finanziellen Ressourcen zum Schutz der Gewässer ermöglicht.

Die vorliegende **Studie** versteht sich als **Hilfestellung und Ratgeber**, welche Vorüberlegungen einer Einrichtung von Gewässerrandstreifen vorangehen sollten, an welchen Gewässerabschnitten eine Implementierung anzuraten wäre und wie diese dann ausgeführt werden sollte, um die geforderten oder gewünschten Funktionen zu erfüllen. Das Konzept zur Empfehlung sollte unter einer wissenschaftlichen Begleitung gemeinsam mit den betreffenden Fachbehörden in die Praxis umgesetzt werden. Während der Praxisphase ist u. a. auf Besonderheiten zu achten, die sich bei einer Übertragung auf Landesebene ergeben.

9. Literatur

Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften vom 31.12.1991 (1991): Richtlinie des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (91/676/EWG). II. ABl. L 375

Amtsblatt für Schleswig-Holstein (1993): Richtlinien für die Gewährung von Zuwendungen für den Erwerb von Flächen an Gewässern (Uferstrandstreifen). Bd. 35

ANSELM, R. (1990): Wirkung und Gestaltung von Uferstreifen - eine systematische Zusammenstellung. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 31, 230-236

Arbeitskreis „Wirkungsstudie“ im Hauptausschuß „Phosphate und Gewässer“ in der Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft deutscher Chemiker (1991): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. (Ed. by ALFRED HAMM), Academia Verlag, Sankt Augustin

AUERSWALD, K.; ISERMANN, K.; OLFS, H. W.; WERNER, W. (1990): Stickstoff- und Phosphateintrag in die Fließgewässer über „diffuse Quellen“. In: HA „Phosphate und Wasser“ (Ed. by Wirkungsstudie Fließgewässer), Fachgruppe Wasserchemie in der GDCh

AUERSWALD, K. (1992): Verfeinerte Bewertung von Erosionsschutzmaßnahmen unter deutschen Anbaubedingungen mit dem P-Faktor der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG). Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 33, 137-144

BACH, M. (1994): pers. Mitt. Institut für Landeskultur der Justus-Liebig-Universität. Senkenbergstr. 3, 35390 Gießen

BACH, M.; FABIS, J.; FREDE, H.-G. (1994 a): Schutzfunktionen von Uferstreifen für Gewässer im Mittelgebirgsraum. Wasserwirtschaft 84 (10), 524-527

BACH, M.; FABIS, J.; FREDE, H.-G.; HERZOG, I. (1994 b): Kartierung der potentiellen Filterfunktion von Uferstreifen. 1. Teil: Methodik der Kartierung. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 35, 148-154

BACH, M.; FABIS, J.; FREDE, H.-G.; HERZOG, I. (1994 c): Kartierung der potentiellen Filterfunktion von Uferstreifen. 2. Teil: Kartierung eines Einzugsgebietes im Mittelgebirgsraum. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 35, 155-164

BARLING, R.; MOORE, I. et al. (1994): Role of buffer Strips in management of waterway pollution: a review. Environmental Management 18 (4), 543-558

BECKER, K.-W. (1991): Nitratsteuerung in Wassereinzugsgebieten: Regionale Unterschiede in der N-Belastung der Agrar-Ökotope aufgrund der standortabhängigen Nutzungsweisen und der Produktionsgewohnheiten. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 66 /II, 907-910

BEHRENDT, H. (1992): Quantifizierung von diffusen und punktuellen Stoffeinträgen auf der Basis von Monitoring-Daten in Flüssen. Berliner Kolloquium „Modellierung von Stofftransport und -ausbreitung in Grund- und Oberflächengewässern“, TU Berlin, 22. Mai 1992

- BEHRENDT, H.; WODSAK, H.-P.; WERNER, W. (1994): Stickstoff- und Phosphoreinträge über sonstige diffuse Quellen im Gesamtgebiet der ehemaligen DDR. In: Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Forschungsvorhaben Wasser 102 04 382 (Ed. by PROF. DR. W. WERNER UND DIPL.-ING. AGR. H.-P. WODSAK), pp. 88-122. Umweltbundesamt, 14191 Berlin, Postfach 33 00 22
- BEHRENDT, H. (1994): Immissionsanalyse und Vergleich zwischen den Ergebnissen von Emissions- und Immissionsbetrachtung. In: Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Forschungsvorhaben Wasser 102 04 382 (Ed. by PROF. DR. W. WERNER UND DIPL.-ING. AGR. H.-P. WODSAK), pp. 171-207 Umweltbundesamt, 14191 Berlin, Postfach 33 00 22.
- BEHRENDT, H.; OPITZ, D. (1995): Ableitung güteklassenbezogener Zielvorgaben der Nährstoffbelastungen für Abschnitte des Berliner Gewässersystems als Bestandteil eines Abwasser Bewirtschaftungsplanes von Berlin. Studie, Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Abt. Limnologie von Flußseen, Dezember 1995
- BINDER, W.; KRAIER, W. (1994): Zur Ausbildung und Pflege von Ufergehözen an Fließgewässern (gn-info 1/94). Wasser und Boden 11, (2)-(3)
- BOHL, M. (1986): Zur Notwendigkeit von Uferstreifen. Natur und Landschaft 4, 134-136.
- BONGARTZ, B.; BURGHARDT, D.; ENDERLE, M.; GEMBA, W.; HIRSCHMANN, L.; KRASUTZKI, J.; STAUDINGER, H. (1990): Gewässerunterhaltung im Spannungsfeld zwischen Landwirtschaft, Wasserwirtschaft und Naturschutz. 6. Stadt Münster: Der Oberstadtdirektor der Stadt Münster -Umweltamt-
- BORK, H.-R.; DALCHOW, C.; FRIELINGHAUS, M. (1994): Exkursionsführer Nordost-Deutschland und Westpolen. ZALF-Berichte, Müncheberg 187 S.
- BRAASCH, D.; SCHARF, R.; KNUTH, D. (1994): Konzeption eines naturschutzbezogenen Fließgewässer-Biotopverbundsystems im Land Brandenburg. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg Heft 1/94, 12-23, (Hrsg.): Landesumweltamt Brandenburg
- BRAMER, H.; HENDL, M.; MARCINEK, J. u. a. (1991): Physische Geographie. Hermann Haack Verlagsgesellschaft mbH Gotha
- CORNELSEN, R.; IRMLER, U.; PAUSTIAN, D.; RIEGER, A.; WELSCH, H. (1993): Effizienz von Uferstreifen als Elemente des Biotopverbundes. Naturschutz und Landschaftsplanung 25 (6), 205-211
- DAHL, H.-J.; HULLEN, M.; HERR, W.; TODESKINO, D.; WIEGLEB, G. (1989): Studie über die Möglichkeiten zur Entwicklung eines naturnahen Fließgewässersystems in Niedersachsen (Fließgewässerschutzsystem Niedersachsen): In: Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen pp. 5-120. Niedersächsisches Landesverwaltungsamt -Fachbehörde für Naturschutz-, Hannover
- DANIEL, P.; BRUNSLow, S. (1992): Einzugsgebietsbezogene Analyse zur agrarischen Flächennutzung, Düngung und zum Nährstofftransport in Fließgewässern im Gebiet des Oberlaufs des Neuenhagener Mühlenfließes. unv. Diplomarbeit, Humboldt-Universität Berlin
- DANNOWSKI, R.; QUASR, J.; BALLA, H. und FRITSCHE, S. (1994). Eintragungspfad Grundwasser im Lockergesteinsbereich. In: Stickstoff- und Phosphoreintrag in Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragungsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR, W. WERNER and H.-P. WODSAK (Ed), Agrarspektrum, 22, pp 10-42
- DAVIS, B. N. K.; LAKHANI, K. H.; YATES, T. J.; FROST, A. J.; PLANT, R. A. (1993): Insecticide drift from ground-based, hydrologic spraying of peas and brussels sprouts: bioassays for determining buffer zones. Agriculture, Ecosystems and Environment 43, 93-108
- Der Minister für Natur, Umwelt und Landesentwicklung des Landes Schleswig-Holstein (1991): Grundsätze zum Schutz und zur Regeneration von Gewässern. Kiel: Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten des Landes Schleswig-Holstein
- DEUMLICH, D.; FRIELINGHAUS, M. (1994): Eintragungspfad Bodenerosion und Oberflächenabfluß im Lockergesteinsbereich. In: WERNER, W. & H.-P. WODSAK (Hrsg.): Regional differenzierter Stickstoff- und Phosphateintrag in Fließgewässer im Bereich der ehemaligen DDR unter besonderer Berücksichtigung des Lockergesteinsbereichs, agrarspektrum, Bonn, H. 22
- DEUMLICH, D.; FRIELINGHAUS, M. (1994): Diffuse Stickstoff- und Phosphoreinträge durch Übertritt von Grundwasser und durch Bodenerosion: Eintragungspfad Bodenerosion und Oberflächenabfluß im Lockergesteinsbereich. In: Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Forschungsvorhaben Wasser 102 04 382 (Ed. by PROF. DR. W. WERNER UND DIPL.-ING. AGR. H.-P. WODSAK), pp. 48-84. Umweltbundesamt, 14191 Berlin, Postfach 33 00 22
- Die Ministerin für Natur, Umwelt und Landesentwicklung des Landes Schleswig-Holstein (1994): Uferandstreifen in Schleswig-Holstein. Extensivierungsförderung. Grenzstraße 1-5, 24149 Kiel: Ministerium für Natur und Umwelt
- DILLAHA, T., A.; RENEAU, R., B.; MOSTAGHIMI, S.; LEE, D. (1989): Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. American Society of Agricultural Engineers 32 (2), 513-519
- DVWK (1995): Kartieranleitung zur Bodenerosion durch Wasser. DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft (m Druck)

- DVWK (1995a): Uferstreifen an Fließgewässern - Funktion, Gestaltung und Pflege-. DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Entwurf November 1995
- DYCK, S. (1985): Grundlagen der Hydrologie. Verlag für Bauwesen, Berlin, 387 p.
- EGGE, D. (1990): Nährstoffeinträge von landwirtschaftlich genutzten Flächen in Fließgewässer - Größensortierung der Einträge und Einschätzung der Entlastung durch Uferstreifen. In: Schriftenreihe des Institutes für Landschaftspflege und Naturschutz am FB Landschaftspflege der Universität Hannover pp. 1-143. Diplomarbeit, Hannover
- FABIS, J.; BACH, M.; FREDE, H.-G. (1993): Einfluß der Uferstreifen auf den Stoffeintrag in Gewässer und die Wirkung von Nutzungsänderungen auf die Gewässergüte. Gießen: Gutachten im Auftrag des DVWK
- FISCHER, P.; BACH, M.; FREDE, H.-G. (1995): Gewässersgefährdung durch Applikationseinträge von Pflanzenschutzmitteln. Wasserwirtschaft 85 (12), 592-595
- FRANZ, H. J.; WEISSE, R. (1965): Das Brandenburger Stadium. In: GELLERT, J. F. (Hrsg.): Die Weichsel-Eiszeit im Gebiet der DDR. Berlin, S.69-88
- FREDE, H.-G.; FABIS, J.; BACH, M. (1994): Nährstoff- und Sedimentretention in Uferstreifen des Mittelgebirgsraumes. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 35, 165-173
- FRH. v. STEINAECKER, H.-C. (1990): Trägerschaft und Management von Gewässerrandstreifen - Kurzfassung. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 31, 243-245
- FRH. v. STEINAECKER, H.-C. (1994): Rechtsfragen bei der Schaffung, Gestaltung und Pflege von Gewässerrandstreifen. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 35, 140-147
- FRIELINGHAUS, M.; DEUMLICH, D.; FUNK, R.; HELMING, K.; WINNIGE, B. u. a. (1994): Bewertung und Kartierung der Wasser- und Winderosionsgefährdung sowie bereits eingetretener Schäden und Ausarbeitung von vorbeugenden und sanierenden Bewirtschaftungsstrategien für erosionsgefährdete Landschaften Brandenburgs. Projekt im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg, Endbericht FM/H/91-339.18/39-20
- FRIELINGHAUS, M.: (1988): Wissenschaftliche Grundlagen für die Bewertung der Wassererosion auf Jungmoränenstandorten und Vorschläge für die Einordnung des Bodenschutzes. Dissertation B, ADL Berlin
- FRIELINGHAUS, M.; PETEKAU, H.; SCHMIDT, R. (1992): Wassererosion im norddeutschen Jungmoränengebiet. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 33, 22-33
- FRIELINGHAUS, M.; BARKUSKY, D.; KÜHN, G. (1992): Bewertung von Nutzungssystemen im Hinblick auf den Bodenschutz vor Erosion im nordost-tiefland. In: VDLUFA-Schriftenreihe, Kongressband 35. 615-618
- FUNK, R. (1994): Quantifizierung der Winderosion auf einem Sandboden Brandenburgs unter besonderer Berücksichtigung der Vegetationswirkung. TU Berlin: Dissertation TU Berlin (eingereicht)
- GELLER, G.; ENGELMANN, E.; HEBER, W.; KLEYN, A.; LENZ, A.; NETTER, R. (1991): Bewachsene Bodenfilter zur Reinigung von Wässern - ein von Abwasser beeinflusstes System aus Boden und Pflanzen. WASSER UND BODEN 8, 477-495
- GILLILAND, M.; BAXTER-POTTER, W. (1987): A geographic information system to predict non-point source pollution potential. Water Resources Bulletin 23 (2), 281-291
- GRAMATTE, A.; PETER, M. (1988): Bedeutung und Wirkung von Gewässerschutzstreifen. In: VDLUFA-Schriftenreihe, Kongressband, Teil II pp. 1161-1170
- GROß, P. (1993): Hydraulische Berechnung und Prognosen an der Modellstrecke Lethe. WASSER UND BODEN 8, 647-650
- GROß, P.; RICKERT, K. (1994): Unterhaltungsrahmenplan für Fließgewässer und Uferstreifen. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 35, 174-179
- HANDBUCH WASSERBAU Heft 5: Naturgemäße Bauweisen (Ufer- und Böschungssicherungen). Publikationsreihe des Umweltministeriums Baden-Württemberg. Bezug über die Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Bibliothek, Griesbachstr. 1, 76185 Karlsruhe
- HANDBUCH WASSERBAU Heft 6: Gehölze an Fließgewässern. Publikationsreihe des Umweltministeriums Baden-Württemberg. Bezug über die Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Bibliothek, Griesbachstr. 1, 76185 Karlsruhe
- HEIM, R.; KAIRIES, E. (1993): Ökomorphologische Zustandskartierung des Gewässersystems der Hunte. WASSER UND BODEN 8, 616-618
- Hessisches Ministerium für Landesentwicklung, Wohnen, Landwirtschaft, Forsten und Naturschutz (1994): Richtlinien Hessisches Kulturlandschaftsprogramm, Hessisches Landschaftspflegeprogramm. Hölderlinstraße 1-3, 65187 Wiesbaden: Hessisches Ministerium für Landentwicklung etc.
- HIRRLE., H. (1990): Einzugsgebietsbezogene Analyse zur naturräumlichen Ausstattung und zum Stofftransport in Fließgewässern in der östlichen und nördlichen Stadt - Umland-Region Berlin/ Hauptstadt der DDR. Dissertation. Humboldt Universität Berlin
- JANSSON, B. (1994): pers. Mitt. Ministerium für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein. Grenzstraße 1-5, 24149 Kiel

- JARON, A. (1993): Gewässerschutz in der EG-Kommission. WASSER UND BODEN 2, 64-68
- JERING, A.; HAAS, U.; RUTSCHMANN, S. (1994): Stoffliche Belastung der Gewässer durch die Landwirtschaft und Maßnahmen zu ihrer Verringerung. In: UBA - Berichte (Ed. by Umweltbundesamt, Postfach 33 00 22), Erich Schmidt Verlag, 14191 Berlin
- JÜRGING, P. (1990): Naturnaher Wasserbau - welchen Beitrag kann die Landwirtschaft leisten? Landwirtschaftliche Forschung 2, 61-63
- KAIRIES, E. UND KOENEMANN, W. (1990): Unterhaltungsrahmenplan für Gewässer II. Ordnung. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 31, 164-172
- KNAUER, N. (1990): Einführung: Schutz von Gewässern durch Anlage und Pflege von Gewässerrandstreifen. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 31, 210-211
- KNAUER, N.; MANDER, Ü. (1990): Untersuchungen über die Filterwirkung verschiedener Saumbiotopen an Gewässern in Schleswig-Holstein. 2. Mitteilung: Filtration von Schwermetallen. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 31, 52-57
- KNAUER, N.; MANDER, Ü. (1989): Untersuchungen über die Filterwirkung verschiedener Saumbiotopen an Gewässern in Schleswig-Holstein. 1. Mitteilung: Filtration von Stickstoff und Phosphor. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 30, 365-376
- KOLB, R. (1994): Uferstreifen in der Schweiz. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 35, 180-188
- KRAMBECK, C. (1990): Randstreifen und Gewässerschutz. Wirkung und Nutzung von Pufferzonen gegen Stoffeinträge aus landwirtschaftlichen Flächen im Uferbereich von Flachlandgewässern humider Zonen. Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein
- KRAUS, W. (1984): Uferstreifen an Gewässern zum Nutzen der Wasserwirtschaft, Ökologie und Landwirtschaft. WASSER UND BODEN 9, 426-430
- KRAUS, W. (1994): Uferstreifen - unverzichtbare Bestandteile von Tallandschaften. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 35, 130-139
- KRAUSE, A. (1975): Über die Folgen des Ausbaus kleiner Fließgewässer für die Gewässervegetation. In: Jahrbuch für Naturschutz und Landschaftspflege pp. 34-42
- LAMMEL, J. (1990): Der Nährstoffaustrag aus Agrarökosystemen durch Vorfluter und Dräne unter besonderer Berücksichtigung der Bewirtschaftungsintensität. Universität Gießen: Dissertation
- LANDGRAF, B. (1993): Untersuchungen zum Abflugeschehen am Mittellauf des Neuenhagener Mühlenfließes - eine Meßpunktbezogene Analyse für das Abflußjahr 1992. unv. Diplomarbeit Humboldt-Universität 1993
- LIEBEROTH, J.; DUNKELGOD, P.; GUNIA, W.; THIÈRE, J. (1983): Auswertungsrichtlinie MMK Stand 1983. AdL, FZB Müncheberg 55
- LÜBBE, E. (1989): Möglichkeiten zur Reduzierung des Stickstoff- und Pflanzenschutzmittelaustrags auf landwirtschaftlichen Nutzflächen. In: Wasser Berlin '89, Vortrag Bonn, Berlin
- MARCINEK, J.; ZAUMSEIL, L. (1983): Die natürlichen Verhältnisse der Hauptstadt der DDR, Berlin, und ihres Umlandes - Ein Überblick - : Magistrat von Berlin, Hauptstadt der DDR. Abt. Volksbildung
- MARRS, R. H.; FROST, A. J.; PLANT, R. A.; LUNNIS, P. (1993): Determination of buffer zones to protect seedlings of non-target plants from the effects of glyphosphate spray drift. Agriculture, Ecosystems and Environment 45, 283-293
- MÜLLER, J. (1990): Gestaltung und Pflege von Straßen- und Wegrändern unter landeskulturellen Aspekten. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 31, 247-251
- MUSCUTT, A. D.; HARRIS, G. L.; BAILEY, S. W.; DAVIES, D. B. (1993): Buffer zones to improve water quality: a review of their potential use in UK agriculture. Agriculture, Ecosystems and Environment 54, 59-77
- NEEMANN, W.; SCHÄFER, W.; KUNTZE, H. (1991): Bodenverluste durch Winderosion in Norddeutschland - Erste Quantifizierungen. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 32, 180-190
- Niedersächsisches Gesetz- und Verordnungsblatt (1990): Siebentes Gesetz zur Änderung des Niedersächsischen Wassergesetzes. 44 (8). Hannover: Niedersächsisches Landesverwaltungsamt -Fachbehörde für Naturschutz-
- Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (1992): Das Niedersächsische Fließgewässerprogramm. Niedersächsisches Umweltministerium. Archivstraße 2, 30169 Hannover
- Niedersächsisches Umweltministerium (1989): Gewässerrandstreifen naturnah entwickeln. Anleitung und Apell zur Gestaltung einer naturnäheren Gewässerlandschaft. Archivstraße 2, 30169 Hannover: Niedersächsisches Umweltministerium
- NIEHOFF, N.; PÖRTGE, K.-H.; LAMBERTZ, B. (1991): Beispiele zur ökologisch orientierten Ufergestaltung an Versuchsstrecken der Mittleren Oker. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 33, 1-13
- NIEMANN, E.; WEGENER, U. (1976): Verminderung des Stickstoff- und Phosphoreintrags in wasserwirtschaftliche Speicher mit Hilfe nitrophiler Uferstauden- und Verlandungsvegetationen („Nitrophyten-Methode“): Acta hydrochim. hydrobiol. 4 (3), 269-275

- NIESWAND, G. H.; HORDON, R. M.; SHELTON, T. B.; CHAVOOSHIAN, B. B.; BLARR, S. (1990): Buffer strips to protect water supply reservoirs: a model and recommendations. *Water Resources Bulletin* 26 (6), 959-966
- NOLTE, CH.; WERNER, W. (1991): Stickstoff- und Phosphateintrag über diffuse Quellen in Fließgewässern des Elbeinzugsgebietes im Bereich der ehemaligen DDR. In: *Schriftenreihe agrarspectrum* (Ed. by Vorstand des Dachverbandes), pp. 1-118. Verlagsunion Agrar
- NOVOTNY, V.; CHESTERS, G. (1981): *Handbook of nonpoint pollution*. Company, New York, London, Melbourne, 555S.
- NOVOTNY, V. (1988): Diffuse (nonpoint) pollution - a political, institutional, and fiscal problem. *J. Water Pollution Control Federation*, 60, 8, 1404-1413
- OSBORNE, L. L.; KOVACIC, D. A. (1993): Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology* 29, 243-258
- PETER, M. (1988): Zum Einfluß der Abflußkomponenten QO, QI und QG auf den Stofftransport von Wasserläufen aus Einzugsgebieten verschiedener Bodennutzung in Mittelgebirgen mit speziellen hydro-morphologischen Verhältnissen. Universität Gießen: Dissertation
- PETER, M.; WOHLRAB, B. (1989): Uferstreifen an Fließgewässern - Gutachterliche Stellungnahme aus der Sicht der landwirtschaftlichen Bodennutzung und der Kulturtechnik. In: *Unterhaltung und Ausbau von Gewässern* (Ed. by Arbeitskreis Uferstreifen des Ausschusses 4.6), DVWK
- PHILIPS, J. D. (1989): An evaluation of the factors determining the effectiveness of water quality buffer zones. *Journal of Hydrology* 107, 133-145
- RADERSCHALL, R.; GEBHARDT, H. (1990): Feldversuche zur N_{min} -Dynamik eines stauwasserbeeinflussten Plaggeneschs unter Winterzwischenfrüchten nach Anbau von Körnerleguminosen (*Vicia faba* L.). *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 153, 75-80
- RADERSCHALL, R. (1993): Stoffausträge aus landwirtschaftlich genutzten Böden im Einzugsgebiet der Hunte - Ursachen und Sanierungsbedarf. *Wasser und Boden* 8, 652-628
- RADERSCHALL, R. (1994): Austräge von Nitrat und weiteren Nährstoffen aus landwirtschaftlich genutzten Böden in das Gewässersystem der Hunte - Modellierung und Sanierungsbedarf -. Dissertation Universität Oldenburg: Verlag C. Shaker, Aachen, ISBN 3-86111-814-9
- RADERSCHALL, R. (1996): Abschätzung der diffusen Stoffeinträge in die Hunte über Ergebnisse aus Modell-Einzugsgebieten. *Wasserwirtschaft*, 86 (1996), 1, 14 -18
- REMMERS, W. (1990): Schutz von Gewässern durch Randstreifen aus der Sicht des Niedersächsischen Umweltministers - Kurzfassung. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 31, 245-247
- RUDOLPH, A.; HELMING, K.; DIESTEL, H. (1994): Der Einfluß des Oberflächenmikroreliefs auf die Beziehung zwischen Niederschlag, Infiltration und Abfluß. In: *DFG - Arbeitsbericht* (Ed. by FG Wasserhaushalt und Kulturtechnik), pp. 1-23. Technische Universität Berlin, Inst. für Landschaftsbau, Albrecht Thaer Weg 2, 14195 Berlin
- SAMMANN, H. (1990): Gewässerrandstreifen - Konsequenzen für die Landwirtschaft. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 31, 221-223
- SAUPE, G. (1992): Wirkung von Konturgrasstreifen zur Erosionsbekämpfung unter Praxisbedingungen. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 33, 150-162
- SCHAUDER, H. (1991): Quantifizierung der Filterwirkung eines bestehenden Grasfilterstreifens. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 66/II, 1023-1025
- SCHLÜTER, U. (1990): Die Bedeutung von Gewässerrandstreifen für den Naturschutz. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 31, 224-230
- SCHRENK, G. (1994): Methoden der maschinellen Gewässerunterhaltung und ihre ökologischen Auswirkungen (gn-info 1/94). *Wasser und Boden* 11, (3)-(4)
- SCHUA, L. F. (1974): Die Funktion der Uferbepflanzung im Temperaturhaushalt kleiner Fließgewässer und Folgen deren Veränderung bei wassertechnischen Maßnahmen. *Wasser und Boden* 2, 38-41
- SCHULTZ-WILDELAU, H.-J.; HERBST, V.; SCHILLING, J. (1990): Gewässergüte in den verschiedenen Landschaften Niedersachsens und Möglichkeiten der Beeinflussung durch Randstreifen. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 31, 212-221
- SCHULTZE, J. u. a. (1955): Die naturbedingten Landschaften der DDR. Gotha. Ergänzungsheft Nr. 257 zu Petermanns Geographische Mitteilungen
- SEDLMAYER, D. (1994): pers. Mitt. Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen. Postfach 81 01 40, 81901 München
- SÖHNGEN, H.-H. (1990): Naturnahe Pflege und natürliche Entwicklung von Uferstreifen. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 31, 236-243
- Staatsanzeiger für das Land Hessen (1992): Richtlinie für die Förderung des Erwerbs von Uferstreifen und der Maßnahmen im Rahmen des Programms „Naturnahe Gewässer“. 25. Mai
- TESCH, A. (1992): Grundlagen und Bedingungen der Feuchtgrünlandextensivierung aus vegetationskundlicher Sicht. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 33, 169-177

TEUBER, W., MÜLLER, J. (1992): Europäischer Gewässerschutz: Nitratrichtlinie verabschiedet. Wasser und Boden 5, 319-321

TGL (Technische Güte- und Lieferbedingungen) 28039/06 (1979): Flurholzwirtschaft. Gehölzpflanzungen an Wasserläufen

WHIPPLE, W. (1993): Buffer zones around water-supply reservoirs. Journal of Water Resources Planning and Management 119 (4), 495-499

WHIPPLE, W. (1991): Discussion: "Buffer strips to protect water supply reservoirs: a model and recommendations" by Nieswand et al. (1990): Water Resources Bulletin 27 (3), 553-553

WIETING, J.; WOLF, P. (1990): Stickstoffbilanz für die Oberflächengewässer der Bundesrepublik Deutschland. Wasser und Boden 10, 646-648

WILLY, H. (1986): Vor- und Nachteile des naturnahen Gewässerlaufes im Vergleich zu kanalisiertem Fließge-

wässern. In: Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Kulturtechnik (Ed. by Versuchsanstalt für Wasserbau „Theodor Rehbock-Laboratorium“)

WINKELHAUSEN, H. (1988): Zur Problematik der Uferstreifen kleiner Fließgewässer. In: Literaturstudie im Auftrag der Obersten Baubehörde im Staatsministerium des Innern. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München

WODSAK, H.-P. (1993): Belastungen der Oberflächengewässer aus der Landwirtschaft - gemeinsame Lösungsansätze zum Gewässerschutz -. In: Schriftenreihe agrarspectrum (Ed. by Vorstand des Dachverbandes), pp. 1-244. Verlagsunion Agrar

ZELTNER, U.; GEMPERLEIN, K. (1994): Schutzgebiets- und Biotopverbundsystem Schleswig-Holstein. In: Sonderdruck aus „Perspektiven des Naturschutzes in Schleswig-Holstein - 20 Jahre Landesamt für Naturschutz und Landespflege“ Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege S.-H., Hansaring 1, 24145 Kiel.

Anhang: Erläuterung der Fragebögen

A: Der Fragebogen

Im folgenden wird der Fragebogen soweit erläutert, daß seine sichere Handhabung möglich sein sollte. Vorab muß Klarheit bei den Kartierern darüber bestehen, wie die Abschnittsnummerung des betrachteten Gewässers gehandhabt werden soll (ob wie vom GIS vorgegeben, oder selbständig vergeben). Dann ist im Gelände auf eine möglichst korrekte Übereinstimmung des Standortes mit den Karten zu achten. Gegebenenfalls sind Hilfspunkte der Orientierung unter „6. Bemerkungen“ aufzuführen.

Der Kopfteil des Fragebogens

Zu Beginn der Erhebung ist der Kopfteil des Fragebogens auszufüllen. Die dort aufgeführten Begriffe sind wie folgt zu verstehen:

(Grau unterlegte Begriffe stellen weitere Begriffe dar, die hier ebenfalls erläutert sind.)

Gewässer: Unter dem Punkt Gewässer wird der Realname (soweit bekannt) des betrachteten Standgewässers oder Fließgewässers eingetragen.

Kennzahl: Unter dem Punkt Kennzahl wird (soweit bekannt) der LAWA-Code für die Gewässer Brandenburgs eingetragen. Ist dieser für das betreffende Gewässer noch nicht festgelegt, muß eine vorläufige Kennzahl eingesetzt werden.

LAWA-Code: Von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser herausgegebener Code der Gewässerkennzahlen

Abschnitt: Unter dem Punkt Abschnitt wird (soweit bekannt) der vom ARC/INFO herausgegebene 30 m lange Abschnitt des betrachteten Standgewässers oder Fließgewässers eingetragen. Dieser zählt, beginnend mit „1“, von der Mündung des Fließgewässers in das nächstfolgende Gewässer hoch und zwar entgegen der Fließrichtung.

Uferseite: Unter dem Punkt Uferseite wird (soweit bekannt) die Uferseite des betrachteten Fließgewässers eingetragen. Bei eindeutig erkennbarer Fließrichtung gilt bei der Festlegung der Uferseite die Blickrichtung flußabwärts. Bei nicht eindeutig erkennbarer Fließrichtung gilt die Orientierung der Abschnittsnummerierung.

TK-Blatt-Nr.: Unter dem Punkt TK-Blatt-Nr. wird (soweit bekannt) die Blatt-Nr. der Topographischen Karte eingetragen auf der betrachtete Abschnitt des Standgewässers oder Fließgewässers zu finden ist.

Fließgewässer: Als Fließgewässer werden linienförmige, natürliche oder künstliche Gewässer bezeichnet, die ständig oder zeitweise wassergefüllt sind und eine erkennbare Strömung aufweisen. Für den Fragebogen werden auch Gräben und Kanäle ohne erkennbare Strömung dazugerechnet.

Standgewässer: Als Standgewässer werden flächenförmige, natürliche oder künstliche Gewässer bezeichnet, die ständig oder zeitweise wassergefüllt sind und keine erkennbare Fließrichtung aufweisen.

Grundlegende Begriffsdefinitionen zum Fragebogen

Nachdem der betrachtete Gewässerabschnitt nun hinreichend identifiziert werden kann, erfolgt die Beantwortung der einzelnen Fragen. Auch hierzu sind die aufgeführten Erklärungen sowie die Abb. 38 für das richtige Verständnis der Fragen hilfreich.

Ufer: Als Gewässerufer wird der Rand der freien Wasserfläche (bei wasserführenden Gewässern) oder der Gewässersohle (bei nicht wasserführenden Gewässern) bezeichnet.

Gewässerböschung: Als Gewässerböschung wird eine an das Ufer angrenzende geneigte Fläche bezeichnet, die oftmals trapezförmig ist.

Uferstreifen: Als Uferstreifen wird ein nicht wirtschaftlich genutzter Vegetationsaum entlang des Gewässers bezeichnet.

Landböschung: Als Landböschung wird eine landseitig vorhandene Böschung bezeichnet, die zwischen dem Uferstreifen und dem angrenzenden Land liegt.

An den Uferbereich angrenzendes Land:

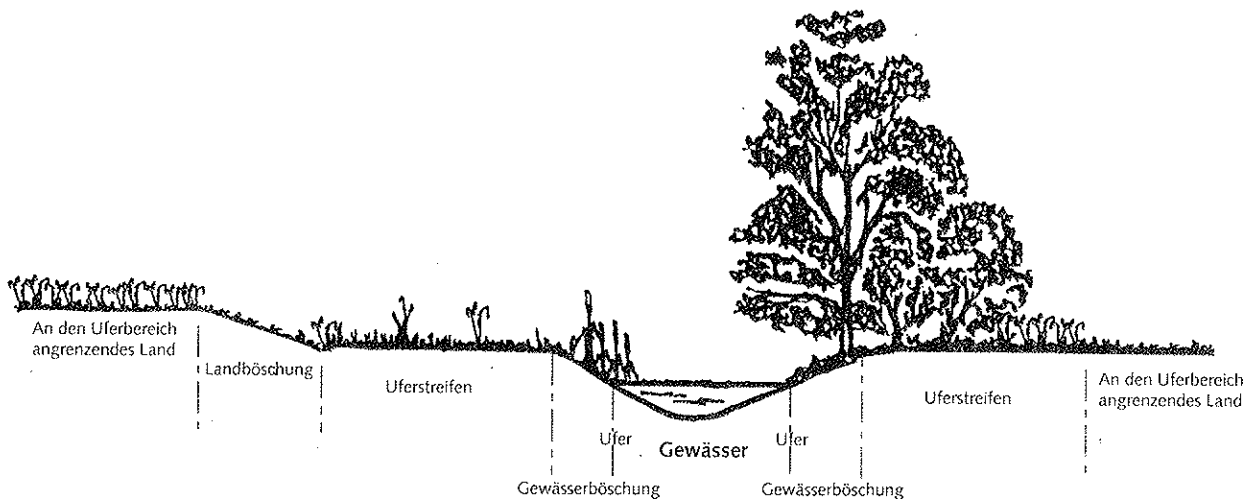
Hiermit wird das nähere Einzugsgebiet des Gewässerabschnittes bis zu einer Entfernung von ca. 200 m bezeichnet. Gewässerseitig reicht es soweit, bis eines der Elemente Landböschung, Uferstreifen, Gewässerböschung oder das Ufer selbst beginnt.

Lageklassen: Mit den Lageklassen wird erfragt, in welcher Entfernung vom **Ufer** ein Element beginnt. Wenn eine **Gewässerböschung** vorhanden ist, gilt die Entfernungsangabe ab der Böschungsoberkante.

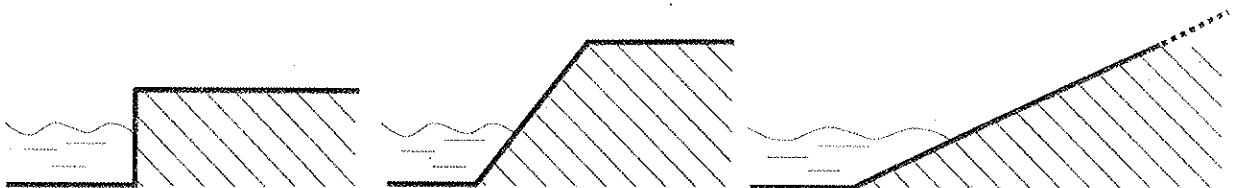
Breitenklassen: Mit den Breitenklassen wird erfragt, welche landseitige Ausdehnung ein Element ab seinem gewässerseitigen Beginn (seiner Lage) einnimmt.

Dichte:

Mit der Dichte einer Vegetation ist deren Bodenbedeckung gemeint, die sich bei lotrechter Projektion des Vegetationsaufwuchses auf den Boden ergibt. Als **1 = überwiegend lückenhaft, vereinzelt** wird hierbei eine Bodenbedeckung unter 50% bezeichnet, als **2 = überwiegend hoch** eine über 50%.



Die drei unterschiedlichen Böschungstypen:



1. Steilwandige Böschung an einem Kastenprofil (kann Uferabbrüche aufweisen)

2. Böschung als flach eingeschnittenes Trapezprofil (künstlich)

3. Böschung als Teil eines Hanges

Abb. 38: Begriffsdefinitionen zum Fragebogen

Fragebogen für den Bedarf an Gewässerrandstreifen

Gewässer: _____ Kennzahl: _____ Abschnitt: _____ Uferseite: _____

TK-Blatt-Nr.: _____ Erhebungsdatum: _____ Erheber: _____

Zustandskriterien	Ja	Nein	Lage*	Breite*	Dichte*
1 Aktuelle Eintragsgefährdung					
1.1 Ist die angrenzende Nutzfläche zum Gewässer geneigt?			--		--
1.2 Flacht die Neigung bis zum Uferstreifen (2.) ab und wo?				--	--
1.3 Sind Sedimentablagerungen oder flächenhafteerspülungen bis zum Uferstreifen zu beobachten?			--	--	--
1.4 Sind Sedimentablagerungen bis zum Gewässerufer zu beobachten?					
1.5 Können Erosionsrinnen beobachtet werden (< 40 cm Tiefe)?			--	--	--
1.6 Können Erosionsgräben beobachtet werden (> 40 cm Tiefe)?			--	--	--
2. Topographie des Uferstreifens					
2.1 Ist der eigentliche Uferstreifen zum Gewässer hin geneigt?			--		--
2.2 Ist eine trapezförmige Böschung am Gewässer vorhanden?			--		--
2.3 Sind Gewässerböschung oder Ufer zerklüftet (Auskolkungen)?			--		
3. Nutzung des an den Uferstreifen angrenzenden Landes					
3.1 Wälder					--
3.2 Extensive Landnutzungen oder Stilllegungsflächen (Dauerbrachen, Stauden- und Hochstaudenfluren, Vorwaldstadien)					--
3.3 Intensive Grünlandnutzungen (Weiden, mehrschnittige Wiesen)					--
3.4 Dauerweiden mit Zaunbegrenzung zum Ufer hin			--	--	--
3.5 Äcker (incl. Schwarzbrachen)					--
3.6 Siedlungs- und Verkehrsflächen					--
4. Vegetationsformen im Uferstreifen einschließlich Böschung					
4.1 Landnutzungsform (3) reicht direkt an das Gewässerufer, bzw. die Gewässerböschung heran				--	--
4.2 Flächen mit Mahdnutzung					
4.3 Kräuter, Stauden, Hochstauden					
4.4 Sträucher > 1,5 m Höhe					
4.5 Gehölze					
4.6 Unterwuchs unter Gehölzen und Sträuchern (Gräser, Stauden)					
4.7 Wege oder Fahrspuren				--	
4.8 Gesamtbreite des Uferstreifens bis zum Gewässerufer	--	--	--		--
5. Bewuchs des Gewässerbodens in Ufernähe					
5.1 Gewässerboden durch emerse Makrophyten bewachsen			--	--	
5.2 Gewässerboden durch submerse Makrophyten bewachsen			--	--	
6. Bemerkungen					

* **Lageklassen** (In welcher Entfernung vom Ufer, bzw. von der Gewässerböschung beginnt das Element) und

* **Breiteklassen** (Ausdehnung des Elementes ab seiner Lage):

0 = im Gewässer
 1 = 0 - < 5 m
 2 = 5 - < 15 m
 3 = 10 - < 15 m
 4 = 15 - > 25 m

5 = 25 - < 50 m
 6 = 50 - < 100 m
 7 = 100 - < 200 m
 8 = > 200 m

* **Dichte:**

1 = überwiegend lückenhaft, vereinzelt
 2 = überwiegend hoch

Erläuterungen zu den einzelnen Fragen des Fragebogens:

1. Mit dem 1. Fragenkomplex soll geklärt werden, inwieweit die topologischen Verhältnisse des unmittelbaren Einzugsgebietes auf eine Wassererosionsgefährdung des Gewässerabschnittes hinweisen.
 - 1.1 Muß im lokalen Einzugsgebiet des betrachteten Gewässerabschnittes mit bedeutenden Reliefenergien gerechnet werden, die zu Wassererosionsprozessen führen können?
 - 1.2 Existiert in Gewässernähe ein abflachender Bereich, in welchem erodiertes Material wieder sedimentieren könnte und ab welcher Lageklasse beginnt dieser?
 - 1.3 Können unabhängig von der potentiellen Erosionsgefährdung aktuelle Anzeichen erosiver Prozesse beobachtet werden, die bis zum Uferstreifen stattfanden?
 - 1.4 Können unabhängig von der potentiellen Erosionsgefährdung aktuelle Anzeichen erosiver Prozesse beobachtet werden, die bis zum Ufer stattfanden?
 - 1.5 Können Erosionsrinnen beobachtet werden, die sich nicht tiefer als 40 cm in den Boden eingegraben haben?

Breite hier: Abweichend von der üblichen Bezeichnung wird als Breite der Erosionsrinnen hier ebenfalls deren landseitige Ausdehnung bezeichnet. Bei senkrecht auf das Ufer führenden Rinnen also deren Länge.
 - 1.6 Können Erosionsgräben beobachtet werden, die sich tiefer als 40 cm in den Boden eingegraben haben?

Breite hier: Abweichend von der üblichen Bezeichnung wird als Breite der Erosionsgräben hier ebenfalls deren landseitige Ausdehnung bezeichnet. Bei senkrecht auf das Ufer führenden Gräben also deren Länge.
2. Mit dem 2. Fragenkomplex soll geklärt werden, ob der Uferstreifen rein topologisch betrachtet erosive Prozesse aus seinem angrenzenden Einzugsgebiet hemmen kann und welcher Böschungstyp zur Zeit vorliegt.
 - 2.1 Von der Frage 2.1 wird ein Hinweis darüber erwartet, ob der Uferstreifen alleine schon aufgrund seiner Neigung erosives Oberflächenwasser eher schneller („Ja“) oder eher verzögert („Nein“) zum Gewässer hin weiterleiten würde.

- 2.2 Die Frage 2.2 dient der Charakterisierung der Gewässerböschung. Als trapezförmige Böschung ist hier eine meist künstlich angelegte, eher kantige und auffällig stark geneigte Böschung zu verstehen (siehe Abb. 38; durch die Kombination der Frage 2.1 und 2.2 wird eine Zuordnung der Böschung zu einer der 3 Klassen ermöglicht).
- 2.3 Ist das Ufer durch Seitenerosionen infolge der Gewässerströmung beeinflusst? Die gewässerbedingten Uferausspülungen haben im Kontrast zu den Erosionsrinnen (1.5) und -gräben (1.6) ihren Ursprung nicht auf der Landoberfläche, sondern im Wasserkörper.

Dichte hier: Als Dichte der Uferabbrüche wird hier deren Flächenanteil bei lotrechter Projektion bezeichnet.
3. Mit dem 3. Fragenkomplex soll die Nutzung des unmittelbaren Einzugsgebietes des betrachteten **Gewässerabschnittes** erfaßt werden. Die Klassifikation erfolgt in Anlehnung an die Biotopkartierung Brandenburg, in welcher weitere Kartierungshinweise gegeben werden. Mit der Klassifikation nicht erfaßbare Sonderflächen sind unter „6. Bemerkungen“ auszuweisen.
 - 3.1 Als **Wälder** werden Wald- und Forstformen bezeichnet, die mehr oder weniger geschlossene, von Bäumen dominierte Gehölzbestände darstellen.
 - 3.2 Als **Extensive Landnutzungen oder Stilllegungsflächen** werden Landflächen bezeichnet, die mittel- oder langfristig weitgehend ungenutzt sind und daher kein erhöhtes Erosionspotential erwarten lassen. Zu diesen gehören:
 - gehölzfreie oder gehölzarme Gras und/oder Staudenfluren, die weder gedüngt noch gemäht oder beweidet werden,
 - Trockenrasen, Magerrasen, Halbtrockenrasen,
 - mittel- oder langfristig aufgelassenes Grünland (Grünlandbrachen),
 - Zwergstrauchheiden, Vorwaldstadien.
 - 3.3 Als **Intensive Grünlandnutzungen** werden Landflächen bezeichnet, die gemähtes oder beweidetes Intensivgrasland (Saatgrasland) darstellen.
 - 3.4 Als **Weiden mit Zaunbegrenzung zum Ufer hin** werden Weideflächen bezeichnet, deren gewässerzugewandte Seite einen Zaun aufweist, der den Zutritt der Weidetiere zum Gewässer wirksam verhindert.
 - 3.5 Als **Äcker** werden Landflächen bezeichnet, die landwirtschaftlich intensiv genutzt werden oder kurz- bis mittelfristig brachliegen.
 - 3.6 Als **Siedlungs- und Verkehrsflächen** werden Landflächen bezeichnet, die weitgehend versiegelt sind und künstlich entwässert werden.

4. Mit dem 4. Fragenkomplex soll die Nutzung des zur Zeit existierenden Uferstreifens inklusive einer eventuell vorhandenen Böschung erfaßt werden. Hierdurch soll das aktuell an dem Gewässerabschnitt vorhandene Potential an funktional wirksamer Vegetation eingeschätzt werden. Die Klassifikation der Vegetation entspricht dabei weitgehend denjenigen Vegetationsmodulen, welche zur Gestaltung der Gewässerrandstreifen eingesetzt werden sollen (Kap. 6.2.1).

4.1 Mit der Frage 4.1 soll geklärt werden, ob sich die unter Punkt 3 beschriebene Landnutzung Übergangslos bis direkt an das Gewässer, bzw. die Gewässerböschung fortsetzt.

4.2 Frage 4.2 erwartet eine Aussage darüber, ob Bereiche des Uferstreifens mindestens einmal pro Jahr gemäht werden, was einen kurzen und dichten Bewuchs fördert.

4.3 Existieren Kräuter, Stauden, Hochstauden im Uferstreifen, der Landböschung und/oder der Gewässerböschung?

4.4 Existieren Sträucher über 1,5 m Höhe im Uferstreifen, der Landböschung und/oder der Gewässerböschung?

4.5 Existieren Gehölze im Uferstreifen, der Landböschung und/oder der Gewässerböschung?

4.6 Existiert ein Unterwuchs unter den vorhandenen Gehölzen oder Sträuchern?

4.7 Existieren Wege oder Fahrspuren im Uferstreifen?

Dichte hier: Da Fahrspuren bauartbedingt gleiche Breiten aufweisen, ist hier deren Tiefe gemeint. „1“ entspricht dabei vereinzelt Fahrspuren, „2“ massiven.

4.8 Mit der Frage 4.8 wird abschließend eine Einschätzung der Gesamtbreite des betrachteten Uferstreifens erwartet. Die **Breite von Uferstreifen** wird hier **definiert** als der Abstand zwischen dem Rand der freien Wasseroberfläche (bei wasserführenden Gewässern) oder der Gewässersohle (bei nicht wasserführenden Gewässern) und dem landseitigen Rand des Uferstreifens, gekennzeichnet durch Vegetations- bzw. Nutzungswechsel. Bei ausgebauten Trapezprofilen beginnt der Uferstreifen an der Oberkante der Gewässerböschung (siehe Abb. 26).

5. Mit dem 5. Fragenkomplex soll geklärt werden, inwieweit der Stoffhaushalt und die Strömung des Gewässers durch Makrophyten beeinflusst sein können.

5.1 Sind in Ufernähe Makrophyten zu erkennen, deren Sproß über die Wasseroberfläche hinauswächst?

5.2 Sind in Ufernähe Makrophyten zu erkennen, deren Sproß unter der Wasseroberfläche bleibt?

6. Unter Punkt 6 sollen alle Beobachtungen notiert werden, die besonders erwähnenswert erscheinen oder mit dem Fragebogen nicht erfaßt werden können. Auch markante Fixpunkte zur Lage des betreffenden Gewässerabschnitts im Gelände gehören hierzu. Skizzen können auf der Rückseite erstellt werden.

Nach Beantwortung aller Fragen kann die „Vor-Ort-Erhebung“ zum Bedarf an Gewässerrandstreifen für den ausgewählten Abschnitt beendet werden. Die nachfolgenden Abschnitte können mit diesem zusammengefaßt werden, solange keine der Fragen abweichend beantwortet werden kann.

In der Praxis zeigte sich, daß die inhaltlich begründete Reihenfolge der einzelnen Fragenkomplexe durch eine Reihenfolge ausgetauscht werden sollte, die vom Gewässer weg führt. Hierdurch können unnötige Wege der Kartierenden vermieden werden. Die sich hieraus ergebende Reihenfolge der Fragenkomplexe (5, 2, 4, 3, 1, 6) konnte z. Zt. noch nicht in der PC-Applikation geändert werden und wird daher auch noch nicht dargestellt.

B: Der Zusatzfragebogen

Wie bereits im Kap. 4.3 erläutert, zeichnet die Zusatzfragen aus, daß sie i. allg. nicht im Gelände beantwortet werden können, sondern mit weiteren von der Planung Betroffenen („Schnittstellen“) abgesprochen und diskutiert werden sollten. Mit den Zusatzfragen sollen Funktionsbereiche von Gewässerrandstreifen erfaßt und zur Diskussion gestellt werden, deren Auswirkung auf das Fließgewässer und sein Gewässerufer nicht zweifelsfrei als positiv oder negativ bewertet werden können.

Grundlegende Begriffsdefinitionen zum Zusatzfragebogen

Schnittstellen:

Als Schnittstellen werden die Vertreter verschiedener Interessen zur Gestaltung und Unterhaltung von Gewässern mit ihren Randstreifen bezeichnet. Im einzelnen sind dies die **Obere und Untere Naturschutzbehörde** („Naturschutz“), die **Wasser- und Bodenverbände** („Unterhaltungsverbände“), die **betreffenden Landwirte** sowie die **Abteilungen der Landräte zur Landschaftsplanung** („Landschaftsplanung“).

Erläuterungen zu den einzelnen Fragen des Zusatzfragebogens

7. Mit dem 7. Fragenkomplex wird eine Entscheidung darüber erwartet, ob der Uferstreifen das Gewässer gegen den Zutritt von Weidetieren und Menschen schützen soll oder ob direkte Einträge aus der Versprühung von Pflanzenbehandlungsmitteln (PBM) verhindert werden sollen.

Zusatzfragen

Bedarfs-Kriterien	Ja	Nein
7. Wird eine Distanzfunktion gewünscht?		
7.1 gegen allgemeinen Zutritt		
7.2 gegen die Sprühnebel von Pflanzenbehandlungsmitteln		
8. Sollen Böschung oder Ufer stabilisiert werden?		
8.1 Böschung stabilisieren		
8.2 Ufer stabilisieren		
9. Wird eine Beschattung gewünscht?		
9.1 Beschattung des Gewässers < 2m Mittelwasserbreite		
9.2 Beschattung des Gewässers > 2m Mittelwasserbreite		
10. Wird eine Windschutzwirkung gewünscht?		
10.1 Für Gewässer < 2m Mittelwasserbreite		
10.2 Für Gewässer > 2m Mittelwasserbreite		
11. Werden erweiterte Habitat- und Biotopfunktionen gewünscht?		
11.1 Im aquatischen Bereich		
11.2 Im terrestrischen Bereich		
12. Soll das Gewässer verstärkt zur naturräumlichen Gliederung der Landschaft beitragen?		
13. Liegt das Gewässer in Natur- oder Landschaftsschutzgebieten?		
14. Ist in der Zukunft eine Renaturierung geplant?		

- 7.1 Sollen die Fließgewässer, bzw. die Standgewässer vor dem Zutritt von Weidetieren und Menschen geschützt werden? Weidetiere können starke Schäden an den Gewässerufern und den Gewässerböschungen verursachen, wenn sie freien Zugang zu diesen haben. Gleichzeitig können erhebliche Nährstoffmengen mit ihren Ausscheidungen in die Gewässer gelangen und den Stoffhaushalt gerade von kleinen Gewässern empfindlich belasten (weitere Informationen sind zu jeder Frage dem Kap. 2 zu entnehmen).
- 7.2 Sollen die Fließgewässer, bzw. die Standgewässer vor dem Direkteintrag aus der Versprühung von Pflanzenbehandlungsmitteln (PBM) geschützt werden?
8. Mit dem 8. Fragenkomplex soll ermittelt werden, ob die Gewässerböschung oder das Gewässerufer mechanisch stabilisiert werden sollen.
- 8.1 Soll die Gewässerböschung mechanisch stabilisiert werden, um Seitenerosionen und Uferabbrüchen entgegenzuwirken?
- 8.2 Soll das Gewässerufer mechanisch stabilisiert werden, um Seitenerosionen entgegenzuwirken?
9. Unter der 9. Frage wird eine Entscheidung darüber erwartet, ob das Fließgewässer beschattet werden soll.
- 9.1 Sollen Fließgewässer mit einer Mittelwasserbreite bis zu 2m beschattet werden?
- 9.1 Sollen Fließgewässer mit einer Mittelwasserbreite von über 2m beschattet werden?
10. Unter dem 10. Fragenkomplex soll geklärt werden, ob eine Windschutzwirkung der Uferstreifen erwünscht ist.
- 10.1 Sollen Fließgewässer mit einer Mittelwasserbreite bis zu 2m vor Stoffeinträgen aus der Winderosion geschützt werden?
- 10.2 Sollen Fließgewässer mit einer Mittelwasserbreite von über 2m vor Stoffeinträgen aus der Winderosion geschützt werden?

11. Der 11. Fragenkomplex erwartet eine Entscheidung darüber, ob die Gewässerrandstreifen zusätzliche Habitat- und Biotopfunktionen übernehmen sollen.
- 11.1 Sollen erweiterte Habitat- und Biotopfunktionen primär im Uferbereich des betrachteten Gewässerabschnittes angeboten werden?
- 11.2 Sollen erweiterte Habitat- und Biotopfunktionen im ganzen Uferstreifen des betrachteten Gewässerabschnittes angeboten werden?
12. Die 12. Frage erwartet die Information darüber, ob das Gewässer verstärkt zur naturräumlichen Gliederung der Landschaft eingesetzt werden soll. Hierzu sind die vom Konzept empfohlenen Gewässerrandstreifen mit den Zielvorstellungen der Landschaftsprogramme, der Landschaftsrahmenpläne und der Landschaftspläne in Einklang zu bringen.
13. In der 13. Frage soll darauf hingewiesen werden, ob die betrachteten Gewässer- und Uferabschnitte in Natur- und Landschaftsschutzgebieten liegen.
14. Die 14. Frage erwartet eine Information darüber, ob in absehbarer Zeit eine Renaturierung des betrachteten Gewässerabschnittes geplant ist. In diesem Fall sind sämtliche Maßnahmen, die die Gestaltung des Uferbereiches betreffen, mit den Renaturierungsvorstellungen abzustimmen.

Autoren:

*Projektleitung:
Dr. Horst Behrendt
Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei,
Abt. Limnologie von Flußseen,
Müggelseedamm 260, 12587 Berlin*

*Autoren:
Dr. Horst Behrendt [Kap. 1]
Dr. Rainer Raderschall [Kap. 2, 3, 4.3, 5-9, Anhang]
Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei,
Abt. Limnologie von Flußseen,
Müggelseedamm 260, 12587 Berlin*

*Dr. Wolf-Günther Pagenkopf u. a. [Kap. 4.1, 5]
Gesellschaft für wasserwirtschaftliche Planung und
Systemforschung (WASY)
Waltersdorfer Str. 10, 12526 Berlin*

*Prof. Dr. Monika Frielinghaus, Dipl.-Ing. agr. Barbara
Winnige u.a. (Kap. 3, 4.2)
Institut für Bodenforschung des Zentrums für Agrarland-
schafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e. V.
Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg*

Schriftenreihe des Landesumweltamtes Brandenburg „Studien und Tagungsberichte“ (ISSN 0948 - 0838)

- Band 1* *Geotechnik im Deponiebau*
Ausgewählte Beiträge aus den Geotechnischen Seminaren des Landesumweltamtes
Brandenburg 1992/93 (1994)
- Band 2* *Abwasserbeseitigung im Land Brandenburg*
Abwasserbeseitigung im Land Brandenburg – dezentrale Lösungen –
Tagungsberichte über das Abwassersymposium am 21.10.1992 (1993)
- Band 3* *Das Trockenjahr 1992 im Land Brandenburg*
Eine Modellbetrachtung aus wasserwirtschaftlicher Sicht – Studie (1994)
- Band 4* *Abfallwirtschaft und Bergbau*
Beiträge der Fachtagung „Abfallwirtschaft/Kreislaufwirtschaft – Herausforderung
für die Region Cottbus und die Braunkohlenindustrie“ am 05./06.04.1995 (1995)
- Band 5* *Luftqualität 1975 bis 1990*
Ein Rückblick für das Gebiet des heutigen Landes Brandenburg – Studie (1995)
- Band 6* *Wasserbeschaffenheit in Tagebaurestseen*
Bergbaubedingte Wasserbeschaffenheit in Tagebaurestseen
– Analyse, Bewertung und Prognose –
Untersuchungen im Lausitzer Braunkohlenrevier – Studie (1995)
- Band 7* *Rüstungsaltpasten*
Beiträge des Fachseminars „Rüstungsaltpasten“ am 22.06.1995 in Potsdam (1995)
- Band 8* *Die Havel*
Naturwissenschaftliche Grundlagen und ausgewählte Untersuchungsergebnisse
– Studie (1995)
- Band 9* *Rieselfelder Brandenburg-Berlin*
- Fachtagung „Rieselfelder Brandenburg-Berlin“ im Februar 1995
- Bericht des Wissenschaftlich-technischen Beirates Rieselfelder (WTB)
vom Dezember 1995
- Band 10* *Ausweisung von Gewässerrandstreifen*
Studie zur Erarbeitung von Grundlagen für die Ausweisung von
Gewässerrandstreifen – Studie (1996)

Herausgeber:

Landesumweltamt Brandenburg
Referat Öffentlichkeitsarbeit
Berliner Straße 21 - 25
14467 Potsdam
Telefon: (0331) 2323-259
Telefax: (0331) 29 21 08