

Problematik der Stoffbelastung von Überschwemmungsböden

Wolfgang Dinkelberg, Jürgen Ritschel, Rüdiger Schultz-Sternberg, Landesumweltamt Brandenburg

Einführung

Regelmäßige Hochwasserereignisse mit Überschwemmungen können aufgrund mitgeführter belasteter Schwebstoffe und Flusssedimente aus industriereichen Einzugsgebieten zu Schadstoffakkumulationen in Auenböden im Ufer- bzw. Überschwemmungsbereich von Flüssen führen. Für das Land Brandenburg liegen solche Erkenntnisse u.a. aus den Auen- bzw. Polderbereichen der Elbe, Oder und Havel vor (PECHER, 1992; HÖHN ET AL., 1998; MONSE ET AL., 1998; LUA, 1998; ANDERS UND DINKELBERG, 1998; BETHWELL, 1999; LUA/LfL, 1999; LUA/LfL,

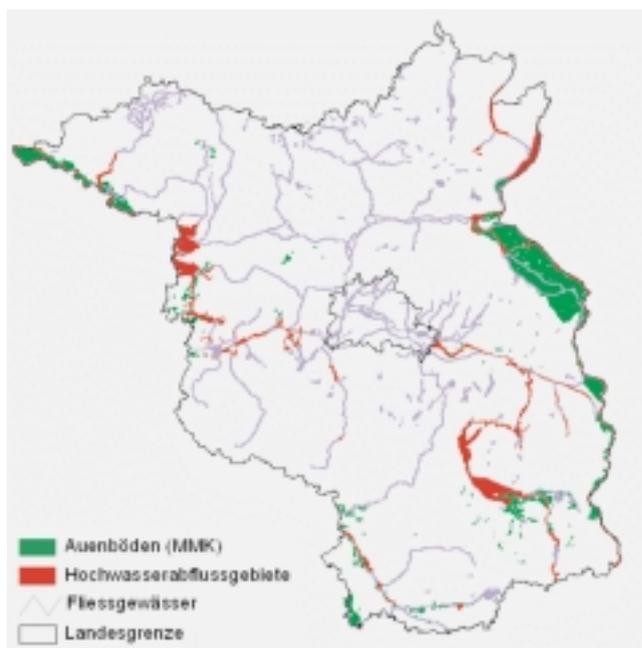


Abb. 1: Auenböden und Überschwemmungsbereiche im Land Brandenburg

2000). Folge können neben Bodenverunreinigungen Belastungen von Nahrungs- und Futtermitteln sowie auf diesen Standorten erzeugten tierischen Produkten und letztlich eine Gefährdung der menschlichen Gesundheit sein. Aus diesem Grunde können Überschwemmungsstandorte als Verdachtsflächen schädlicher Bodenveränderungen gemäß § 2 Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) eingestuft werden; auf die Flächen ist aus Sicht des Bodenschutzes besonderes Augenmerk zu richten.

In Brandenburg als gewässerreichstem Bundesland in Deutschland sind ca. 60.000 ha als Überschwemmungsgebiete festgelegt. Die Festlegung der Gebiete erfolgt auf Grundlage des § 32 des Wasserhaushaltsgesetzes durch die Länder, die auch entsprechende Vorschriften zum Schutz vor Hochwassergefahren erlassen. Die in Abbildung 1 dargestellten Überschwemmungsgebiete wurden dem Landschaftsprogramm Brandenburg entnommen, Grundlage ist eine Kartierung der Abteilung Wasserwirtschaft des Landesumweltamtes. Überschwemmungsflächen finden sich vor allem an Oder (ca. 14.500 ha) und Elbe (ca. 3.500 ha incl. nicht regelmäßig überfluteter Rückstaugebiete). Basierend auf der Mittelmaßstäbigen

Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK) zeigt die Karte außerdem Auenböden, die vor den Eindeichungen der Flüsse durch frühere Flussverläufe und -arme, aber auch durch regelmäßige Überschwemmungen beeinflusst waren. Größte zusammenhängende Auen befinden sich im Oderbruch, im Spreevald und in der Elbtalau.

Überschwemmungsgebiete bedürfen aufgrund ihrer Schadstoffproblematik einerseits, ihrer naturschutzfachlichen Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz, ihrer wasserwirtschaftlichen Funktion als Hochwasserabflussgebiete sowie bestehender landwirtschaftlicher Nutzungsinteressen einer integrierten Betrachtung. Ziel einer integrativen Vorgehensweise sollte eine weitgehende Lösung von Nutzungskonflikten bei der Durchführung erforderlicher Maßnahmen sein.

Schadstoffeinträge in Überschwemmungsböden – Einflussgrößen

Schadstoffbelastungen in Überschwemmungsböden zeigen in der Regel sehr heterogene Belastungsmuster, bedingt durch eine Vielzahl von Einflussgrößen:

- (frühere) Einleiter
- punktuelle / diffuse Quellen
- (frühere) Gewässerbelastungen, Sedimentbelastungen
- Überschwemmungsregime:
 - Vorländer/ Vordeich (Entfernung vom Ufer zum Deich)
 - Polder (Entfernung vom Einlassbauwerk zum Binnendeich)
 - Überflutungshäufigkeit und -dauer, Strömungsgeschwindigkeit
- Geländemorphologie (Höhen, Senken)
- Bodeneigenschaften (Tongehalt, C_{org} , Austauschkapazität)
- Bodenhorizont/ -tiefe
- Bodennutzungen

Der Schadstoffeintrag erfolgt durch Überschwemmungswasser, das durch Einleitung häuslicher, gewerblicher und industrieller Abwässer belastet ist, oder durch Ablagerung belasteter Gewässersedimente auf dem Boden. Luftbürtige Einträge sind in Überschwemmungsböden i.d.R. von untergeordneter Bedeutung.

Ein Großteil der heute zu findenden Belastung stammt aus ehemaligen, jetzt stillgelegten Schadstoffquellen. Ergebnisse von Messreihen der Arbeitsgemeinschaft ARGE Elbe zwischen 1984 und 1997 an der Messstelle Schnackenburg, Niedersachsen, zeigen kontinuierliche Qualitätsverbesserungen des Wasserkörpers, zwischenzeitliche Belastungsspitzen deuten auf punktuelle Einleitungen hin; insbesondere die Arsenbelastung (As) nahm in diesem Zeitraum von ca. 8 $\mu\text{g/l}$ auf 3 $\mu\text{g/l}$ ab (Abb. 2).

Trotz der Verbesserung der Wasserqualität können weiterhin belastete Gewässersedimente verlagert und in die Über-

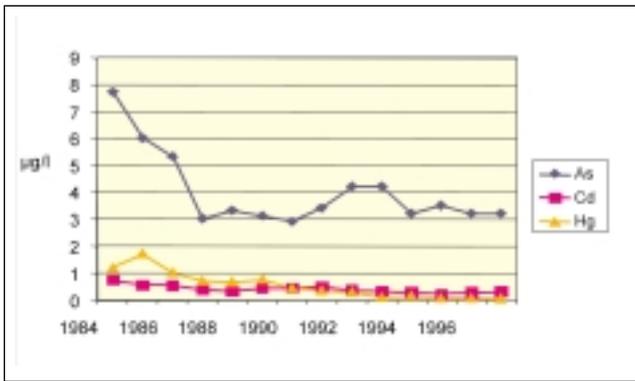


Abb. 2: Schadstoffe im Wasserkörper der Elbe bei Schnackenburg (Medianwerte, ARGE ELBE 1997)

schwemmungsböden eingetragen werden. Messungen der Elementkonzentrationen schwebstoffbürtiger Gewässersedimente der Elbe zeigen zwar ebenfalls eine rückläufige Tendenz, jedoch zeitversetzt zur Wasserqualität (Abb. 3). Höchste Arsenwerte wurden noch im Jahr 1994 gemessen. Im Vergleich zu Hintergrundwerten für Gewässersedimente bleiben die Gehalte der Gewässersedimente der Elbe stark erhöht, was in Anbetracht von Sedimenttransport und Einträgen auch bei weiterer Verbesserung der Wasserqualität zu berücksichtigen ist (vgl. auch SCHWARTZ ET AL., 1999).

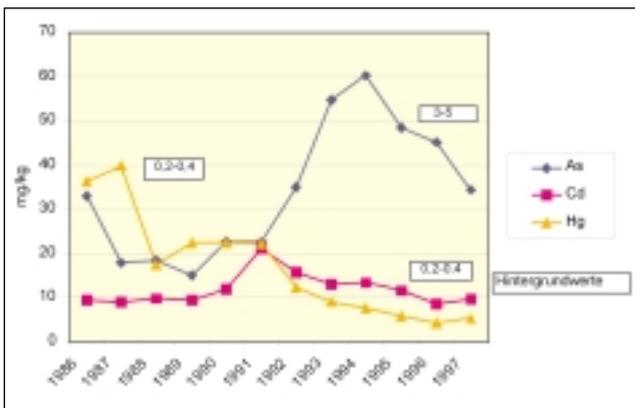


Abb. 3: Elementkonzentrationen schwebstoffbürtiger Gewässersedimente der Elbe (< 20 µm) bei Schnackenburg (Medianwerte, ARGE ELBE 1997)

Neben den unterschiedlichen punktförmigen Einleitungen, den diffusen Quellen und den Gewässer- und Sedimentbelastungen führt vornehmlich das Überschwemmungsregime zu den heterogenen Bodenbelastungen der Überschwemmungsböden. Je nach Überschwemmungsregime erfolgen regelmäßige bzw. unregelmäßige Überschwemmungen zu unterschiedlichen Jahreszeiten und von unterschiedlicher Dauer. Vorländer bzw. Vordeichflächen werden regelmäßig durch jährliche Winterhochwasser und durch weniger häufige Sommerhochwasser überflutet. Nasspolder mit Sommerdeichen werden z.T. regelmäßig – wie im Falle des Nationalparks Unteres Odertal – mittels Einlass-/Auslassbauwerken überschwemmt, die Nasspolder der Elbe werden hingegen nicht regelmäßig überflutet. Trockenpolder mit Winterdeichen bleiben ohne Überflutung.

Häufigkeit und Dauer der Überschwemmungen, Strömungsgeschwindigkeiten, Entfernung der Flächen vom Ufer bzw. Einlassbauwerk lassen bereits gewisse Rückschlüsse auf das räum-

liche Muster der Belastungen zu. Auf Polderflächen nehmen die Belastungen i.d.R. vom Einlassbauwerk in die Polderfläche ab, bei den Vorländern ergeben sich tendenziell höhere Belastungen in Bereichen mit geringeren Strömungsgeschwindigkeiten.

Weiter beeinflussen Geländemorphologie (Höhen, Senken), Bodeneigenschaften sowie die Bodennutzung die Stoffverteilung in Überschwemmungsböden. Höhere Akkumulationsraten treten in Senkenarealen aufgrund länger anhaltender Hochwasserstände auf. Auch bei höheren Gehalten an C_{org} und Ton sowie höherer Kationenaustauschkapazität akkumulieren Schadstoffe i.d.R. wegen ihrer bevorzugten Bindung an Huminstoffe und Ton-Humus-Komplexe. Diese Zusammenhänge konnten auch in den vom Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V. auf Polderflächen des Nationalparks Unteres Odertal durchgeführten Untersuchungen bestätigt werden (HÖHN ET AL., 1998). Erhöhte Schadstoffgehalte finden sich vor allem in Oberböden (Tiefenstufe 0–10 cm), darunter sind die Belastungen meist rückläufig. Es kann jedoch auch, i.d.R. durch ältere Sedimentationsereignisse, zu Anreicherungen in tiefer gelegenen Bodenhorizonten gekommen sein. Intensive Bodennutzung (Ackernutzung, Trittbelastung bei Beweidung) mit der Folge von Abschwemmungen und Sedimentumlagerungen können zu Schadstofffreisetzungen führen.

Schadstoffbelastungen brandenburgischer Überschwemmungsböden

Die dargestellten Forschungsergebnisse zu Schadstoffgehalten in Auenböden der Elbe und Oder basieren im Wesentlichen auf den durch das Landesumweltamt geförderten Forschungs- und Entwicklungsvorhaben „Regionalisierung von Bodenschutzdaten auf Auenstandorten“ der Fachhochschule Eberswalde (MONSE ET AL., 1998), „Regionale Kennzeichnung und Bewertung der Schadstoffbelastung von Überschwemmungsgebieten zur Landnutzungsplanung am Beispiel des Nationalparks 'Unteres Odertal'“ des ZALF (HÖHN ET AL., 1998) sowie weiterführenden Untersuchungen des Landesumweltamtes Bodenschutz des Landesumweltamtes Brandenburg dokumentiert werden, wurden im Rahmen aktueller Arbeiten des LUA einer Neubewertung nach den Vorgaben des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG) und der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) unterzogen.

Am Beispiel Kupfer (Cu) soll die Stoffbelastung brandenburgischer Auen und ihrer Überschwemmungsbereiche dargestellt werden (Abb. 4). Die Daten wurden dem Vorsorgewert Ton sowie dem Maßnahmenwert Grünland (Schafnutzung) gemäß BBodSchV gegenübergestellt. Die Karte zeigt, dass der Vorsorgewert für Cu von 60 mg/kg in weiten Bereichen der brandenburgischen Auen unterschritten wird, so z.B. im Bereich des Spreewalds und des Oderbruchs. Überschreitungen des Cu-Vorsorgewertes Ton finden sich in der Elbtalau, dem Odertal sowie an der Schwarzen Elster. Überschreitungen der Vorsorgewerte nach BBodSchV zeigen die Besorgnis des Entstehens schädlicher Bodenveränderungen an, weitere Einträge sind daher weitestgehend zu vermeiden bzw. zu minimieren. Einige Messpunkte im Vordeichbereich der Elbtalau weisen auf Überschreitungen des Maßnahmenwerts für Cu (Grünland, Schafnutzung) nach BBodSchV hin. Hier werden Gefahrenabwehrmaßnahmen erforderlich.

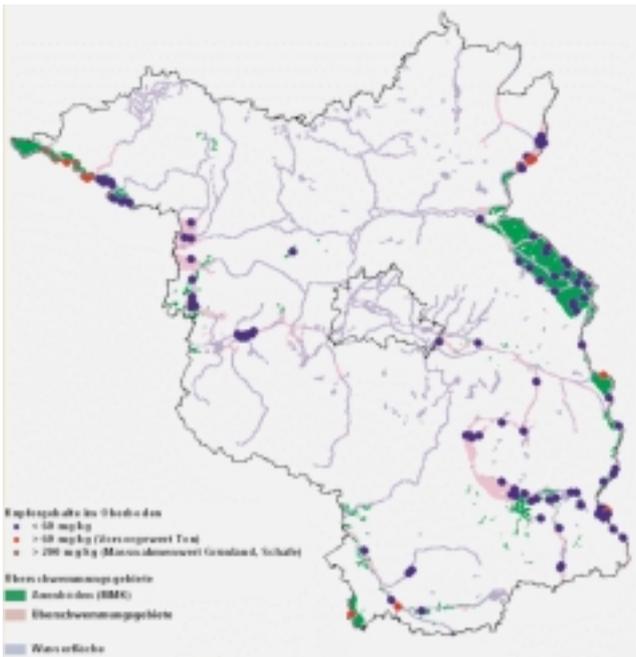


Abb. 4: Auen mit Überschwemmungsbereichen – Kupfergehalte in den Oberböden

Dieser Überblick lässt sich durch Einzeldarstellungen weiter konkretisieren.

Ergebnisse der Untersuchungen des ZALF (HOHN ET AL., 1998) im Nationalpark Unteres Odertal weisen an Einzelproben für Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Cu, Blei (Pb) und Zink (Zn) Überschreitungen der Vorsorgewerte für die Bodenart Ton aus (Tab. 1, maximale Gehalte).

Die in der BBodSchV für Arsen (As), Cd, Cu, Nickel (Ni) und Pb festgelegten Maßnahmenwerte für Grünlandnutzung werden in keinem Fall überschritten, sodass grundsätzlich Beschränkungen der landwirtschaftlichen Nutzung zur Gefahrenabwehr nicht erforderlich sind (vgl. auch LUA/LfL 1999). Auch ROHRBACHER UND WEIGMANN (1999) sowie WEIGMANN UND SCHUMANN (1999) weisen aufgrund eigener Untersuchungen auf die Pro-

blematik erhöhter Gehalte in Überschwemmungsböden des Nationalparks Unteres Odertal hin. Die dort gefundenen Gehalte überschreiten die Maßnahmenwerte jedoch ebenfalls nicht, so dass von einer Unzulässigkeit landwirtschaftlicher Nutzung nicht ausgegangen werden kann.

Die Gehalte der im Rahmen des ZALF-Projekts untersuchten Polyaromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK, B(a)P) und Polychlorierten Biphenyle (PCB_n) zeigen ein analoges Bild: im Maximum werden Vorsorgewerte nach BBodSchV (für Böden < 8% Humus) überschritten (Tab. 2). Die an 6 Standorten exemplarisch gemessenen Dioxingehalte überschreiten den von der Bund/Länder-AG Dioxine (1993) empfohlenen Richtwert für uneingeschränkte landwirtschaftliche Nutzung (5 ng I-Teq/kg), ein Wert überschreitet den Dioxin-Richtwert II (40 ng I-Teq/kg). In diesem Falle sollten laut Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Dioxine die bodengebundene Nutztierhaltung unterlassen und nur Pflanzen mit nachweislich geringem Dioxintransfer angebaut werden.

Das Belastungsniveau der Böden im Bereich der untersuchten Elbtalau bei Wittenberge liegt allgemein wesentlich höher als an der Oder. An ausgewählten Untersuchungsergebnissen lässt sich die Schadstoffanreicherung, die den Einfluss langjährig wiederkehrender Überschwemmungen und der (früheren) Belastungen von Wasserkörper und Gewässersedimenten zeigt, vor allem im Vordeichbereich der Elbe dokumentieren. Abbildung 5 zeigt die Cd-, Hg (Quecksilber)- und PAK-Belastung von Auenböden im Vor- bzw. Hinterdeichbereich der Elbe bei Wittenberge (MONSE ET AL., 1998). Im Vergleich zu den im Diagramm eingezeichneten brandenburgischen Hintergrundwerten für Grünland (LABO, 1998) sind die Werte der Böden im Hinterdeichbereich nur z.T. leicht erhöht, das Niveau der Vorsorgewerte der Bodenart Ton für Cd und Hg wird nicht erreicht. Die Gehalte im Vordeichbereich dagegen zeigen hohe Anreicherungen, bei Hg wird sogar der Maßnahmenwert Grünland nach BBodSchV um das 3fache (Wittenberge Nord) bzw. das 5fache (Wittenberge Süd) überschritten. Weitere Untersuchungen des Landesumweltamtes bestätigen dieses Ergebnis für Quecksilber und Arsen. Außerdem überschreiten einige Dioxingehalte die von der Bund/Länder-AG Dioxine (1993) empfohlenen Richtwerte für eine uneingeschränkte landwirtschaftliche Nutzung (LUA/LfL, 2000). Die Untersuchungen sind noch nicht abgeschlossen.

Tab. 1: Arsen- und Schwermetallgehalte in Böden von Überschwemmungspoldern des Nationalparks Unteres Odertal * Schafe

Angaben in mg/kg	Arsen	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Blei	Zink
Minimum	3	n.n.	3	2	2	6	24
Maximum	48	5,7	130	161	53	285	879
Median	22	0,9	65	40	32	77	232
Vorsorgewert Ton	k.A.	1,5	100	60	70	100	200
Maßnahmenwert Grünland	50	20	k.A.	1.300/200*	1.900	1.200	k.A.

Tab. 2: Organische Schadstoffe in Böden von Überschwemmungspoldern des Nationalparks Unteres Odertal

	PAK	B(a)P	PCB _n	PCDD/F
Minimum (mg/kg)	0,1	0,007	n.n.	13
Maximum (mg/kg)	10,2	0,6	0,02	61
Median (mg/kg)	1	0,06	0,002	k.A.
Vorsorgewert für < 8 % Humus (mg/kg)	3	0,3	0,05	k.A.
Maßnahmenwert Grünland (mg/kg)	k.A.	k.A.	0,2	k.A.
Richtwert B/L-AG Dioxine (ng I-TE/kg)				5/40

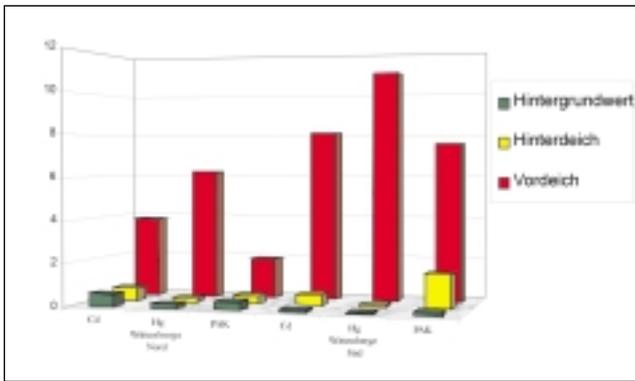


Abb. 5: Cadmium-, Quecksilber- und PAK-Gehalte in Böden der brandenburgischen Elbtalau (Angaben in mg/kg)

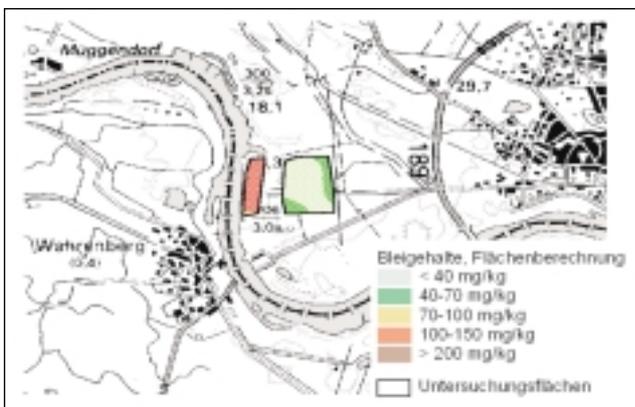


Abb. 6: Bleigehalte in den Oberböden in der Elbtalau bei Wittenberge

Eine wesentliche Frage bei der Flächenausgrenzung der Bodenbelastungen ist die Übertragbarkeit gemessener Punktdaten in die zu bewertende Fläche. Anforderungen hinsichtlich der Repräsentativität von Punktdaten sind bereits bei der Festlegung der Probenahmeplanung zu beachten. Hierfür werden in Anhang 1 der BBodSchV Regeln aufgestellt. Für großräumige Betrachtungen eignen sich auch geostatistische Verfahren, wie z.B. das KRIGING, um von Punktinformationen zu flächenhaften Aussagen zu kommen. Diese Methode wurde im Rahmen des Vorhabens „Regionalisierung von Bodenschutzdaten auf Auenstandorten“ (MONSE ET AL., 1998) angewandt. Die Flächenberechnung für Bleigehalte auf Standorten bei Wittenberge und deren Bewertung sind in Abbildung 6 dargestellt. Hier ist das unterschiedliche Belastungsniveau zwischen Hinterdeich- und Vordeichbereich erkennbar.

Weitere Prüfungen und Maßnahmen, mögliche Konsequenzen für die Landnutzung

Vorgestellte Ergebnisse geben vor allem in regelmäßig überfluteten Vordeichbereichen, insbesondere an der Elbe, Anhaltspunkte für das Vorliegen schädlicher Bodenveränderungen im Sinne des BBodSchG.

Grundsätzlicher Handlungsbedarf besteht daher in der weiteren Erfassung aller Verdachtsflächen mit entsprechenden Recherchen zu Nutzungen und zur Einleitorsituation sowie ggf. erforderlicher

orientierenden Bodenuntersuchungen. Bestätigen sich Verdachtsmomente, sind auf den betroffenen Überschwemmungsflächen Detailuntersuchungen, insbesondere Untersuchungen von Grünland- bzw. Futteraufwuchs und tierischen Produkten (Milch, Innereien) durchzuführen. Unabhängig hiervon sind aus Vorsorgegründen Maßnahmen zur weiteren Reduzierung zukünftiger Schadstoffeinträge in Gewässer und angrenzende Überschwemmungsböden anzustreben.

Wird aufgrund der Schadstoffbelastung von Böden, Aufwuchs bzw. tierischen Produkten auf Überschwemmungsflächen eine Gefahr gemäß BBodSchG festgestellt, sind durch den Pflichtigen nach § 4 BBodSchG Maßnahmen zur Gefahrenabwehr durchzuführen. Auf landwirtschaftlich genutzten Flächen kommen vor allem Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen durch Anpassungen der Nutzung und der Bewirtschaftung der Böden sowie Veränderungen der Bodenbeschaffenheit in Betracht (§ 5 Abs. 5 BBodSchV). Im Falle der meist als Wiesen bzw. Weide genutzten Überschwemmungsflächen können solche Maßnahmen vor allem

- eine an die Überschwemmungsereignisse zeitlich angepasste Beweidung,
- kurze Beweidungszeiten mittels häufigem Viehumtrieb,
- Mahd- statt Weidenutzung (somit keine bodengebundene Nutztierhaltung),
- die kleinräumige Ausgrenzung belasteter Areale oder
- die Eigenverwertung des Aufwuchses nur im Erzeugerbetrieb sein.

Im Falle hoch belasteter Flächen ist eine vollständige Herausnahme der Flächen aus der landwirtschaftlichen Nutzung und Umnutzung, z.B. für die Umsetzung von Fachplanungen des Naturschutzes zu prüfen.

In vielen Fällen können naturschutzfachliche Ziele und Planungen (z.B. Pflege- und Entwicklungspläne) Hand in Hand mit den Erfordernissen der Gefahrenabwehr gehen. Im Rahmen der Planung und Durchführung ggf. erforderlicher Gefahrenabwehrmaßnahmen ist es daher dringlich geboten, neben den Flächeneigentümern bzw. -nutzern (i.d.R. Landwirte) auch betroffene Naturschutzbehörden und -verwaltungen einzubeziehen. Im Falle der im Bereich des Biosphärenreservats Brandenburgische Elbtalau liegenden schadstoffbelasteten Vorländer sind hierbei Managementmaßnahmen und Prozessschutz zu berücksichtigen, insbesondere Extensivierungsmaßnahmen im Rahmen des Vertragsnaturschutzes, die Überführung von Flächen in freie Sukzession, die Entwicklung von Weichholzaunen sowie die Ausweisung von Kernzonen (Totalreservaten), u.a. bei der Schaffung von Retentionsräumen durch Rückdeichung. Auf bereits vorliegende Erfahrungen in der Umsetzung von Vorhaben im Management und Prozessschutz (vgl. auch NEUSCHULZ, 2000) sollte hierbei zurückgegriffen werden.

Im Rahmen der wasserbaulichen Maßnahmenplanung sollten vorhandene Boden- und Sedimentbelastungen berücksichtigt werden. Dies trifft vor allem zu bei Maßnahmen wie Deichrückbau und Deichrückverlegung sowie Gewässerausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen (Verwertung/ Beseitigung des anfallenden Baggerguts).

Ausblick

Die im Rahmen der o.g. Projekte ermittelten Untersuchungsergebnisse im Bereich von Überschwemmungsgebieten erfor-

den weitere Erhebungen und einzelfallbezogene Untersuchungen. Das Landesumweltamt plant in Abstimmung mit der obersten Bodenschutzbehörde, dem Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung, anderen betroffenen Fachbehörden sowie den zuständigen unteren Bodenschutzbehörden die Durchführung weiterer Untersuchungen zur Validierung und Ergänzung der bisherigen Ergebnisse. Zum Umgang mit Bodenbelastungen in Überschwemmungsgebieten sind außerdem Handlungshilfen, die den Vollzug unterstützen, erforderlich. Die Zusammenarbeit und der fachliche Austausch mit benachbarten Bundesländern, die dieselben Fragestellungen zu bewältigen haben, soll intensiviert werden. Bei der Planung und Durchführung von Maßnahmen sollen die betroffenen Flächennutzer und Schutzgebietsverwaltungen

noch stärker als bisher einbezogen werden, um möglichst einvernehmliche Lösungen sowohl im Sinne des Boden- und Naturschutzes als auch der Landwirtschaft zu finden.

Die Auswertung der dargestellten Untersuchungsergebnisse aus brandenburgischen Überschwemmungsgebieten hat schließlich deutlich gemacht, dass die nunmehr geltenden Vorschriften des Bodenschutzrechts für die dort geregelten Stoffe eine geeignete Bewertungsgrundlage bieten. Es gibt jedoch noch Defizite, z.B. hinsichtlich noch nicht geregelter Stoffe, die den Vollzug erschweren. Hier sind Ergänzungen, wie sie auch durch den Bundesrat im Rahmen des Verfahrens zur BBodSchV formuliert worden sind, dringend erforderlich.

Literatur

- ANDERS, L.; DINKELBERG, W. (1998): Auswirkungen des Sommerhochwassers der Oder auf Stoffgehalte überschwemmter Böden. *Boden & Wasser*, 50/10, S.22-25 (1998). Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin
- ARGE ELBE (1984 – 1992): Wassergütedaten der Elbe von Schnackenburg bis zur See. Zahlentafeln. Hamburg. Zitiert nach SCHWARTZ ET AL., 1999
- ARGE ELBE (1993 – 1997): Wassergütedaten der Elbe von Schmilka bis zur See. Zahlentafeln. Hamburg. Zitiert nach SCHWARTZ ET AL., 1999
- BETHWELL, C. (1999): Schadstoffbelastung von Böden im Nationalpark „Unteres Odertal“ vor und nach dem Oderhochwasser 1997. Studien und Tagungsberichte, Band 22. Schriftenreihe des Landesumweltamtes Brandenburg, (Hrsg.): Landesumweltamt Brandenburg
- Bund-/Länder-AG Bodenschutz, LABO (1998): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. In: ROSENKRANZ, D.; BACHMANN, G.; KÖNIG, W.; EINSELE, G. (Hrsg.) Bodenschutz, Nr. 9006. Erich Schmidt Verlag, Berlin
- Bund/Länder-AG DIOXINE (1993): 2. Bericht der Bund/Länder-AG Dioxine. In: *Umweltpolitik*, BMU
- HOHN, A.; HIEROLD, W.; SCHALITZ, G. (1998): Regionale Kennzeichnung und Bewertung der Schadstoffbelastung von Überschwemmungsgebieten zur Landnutzungsplanung am Beispiel des Nationalparks „Unteres Odertal“. Gutachten des Zentrums für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung ZALF e.V., Müncheberg, im Auftrag des Landesumweltamtes Brandenburg
- Landesumweltamt Brandenburg (LUA) (1998): Das Sommerhochwasser an der Oder 1997. Fachbeiträge anlässlich der Brandenburger Ökologietage II. Studien und Tagungsberichte, Band 16, S.70–78. Schriftenreihe des Landesumweltamtes Brandenburg
- LUA/LfL (1999): Schadstoffbelastung von Böden und Aufwuchs in Überschwemmungsgebieten des Unteren Odertals. Bericht von Landesumweltamt (LUA) und Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg, 13. Dezember 1999 (unveröffentlicht)
- LUA/LfL (2000): Schadstoffbelastung von Böden, Aufwuchs und tierischen Produkten aus Vordeichbereichen der Elbe. Bericht von Landesumweltamt (LUA) und Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg, 18. April 2000 (unveröffentlicht)
- MONSE, M.; ALBERT, J.; SCHOLZ, B.; SCHMIDT, R. (1998): Regionalisierung von Bodenschutzdaten auf Auenstandorten. Forschungsvorhaben der Fachhochschule Eberswalde, Fachbereich Landschaftsnutzung und Naturschutz im Auftrag des Landesumweltamtes Brandenburg
- NEUSCHULZ, F. (2000): Management und Prozessschutz. Erfahrungen aus dem Biosphärenreservat Flusslandschaft Elbe (Brandenburg). *Naturschutz und Landschaftsplanung* 32, (2-3), S.71–74, 2000
- PECHER, A. (1992): Ermittlung des Schwermetallgehaltes landwirtschaftlich genutzter Böden des Landes Brandenburg ausgehend von Untersuchungsergebnissen der LUFA Potsdam. Diplomarbeit, Humboldt-Universität zu Berlin
- ROHRBACHER, R.; WEIGMANN, G. (1999): Pilotstudie zur Schwermetallbelastung der Naßpolder im Nationalpark „Unteres Odertal“, Institut für Biologie, AG Bodenzöologie und Ökologie, Freie Universität Berlin. Im Auftrag der Nationalparkstiftung Unteres Odertal



- SCHWARTZ, R.; NEBELSIEK, A.; GRÖNHÖFT, A. (1999): Das Nähr- und Schadstoffdargebot der Elbe im Wasserkörper sowie in den frischen schwebstoffbürtigen Sedimenten am Meßort Schnackenburg in den Jahren 1984 – 1997. *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten* 44 (1999), 65-83
- WEIGMANN, G.; SCHUMANN, M. (1999): Bodentypen und Schwermetallbelastung von Böden, Pflanzen und Bodentieren in Überschwemmungsgebieten des Unteren Odertals. In: DOHLE, W., BORNKAMM, R. & WEIGMANN, G.: *Das Untere Odertal. Limnologie aktuell*, Bd. 9. Schweitzerbart, S. 23–38, Stuttgart 1999

*Dr. Wolfgang Dinkelberg, Dipl.-Ing. Jürgen Ritschel, Dr. Rüdiger Schultz-Sternberg
Landesumweltamt Brandenburg
Abteilung Abfallwirtschaft, Altlasten und Bodenschutz
Referat Bodenschutz
Telefon: (0331) 2776 453
e-mail: Wolfgang.Dinkelberg@lua.brandenburg.de*

Die Schadstoffverlagerung aus Böden ehemals militärisch genutzter Areale in ein angrenzendes Niedermoorgebiet

Oswald Blumenstein, Universität Potsdam

Das Problem

Mit einer Reihe von gesetzlichen Regelwerken und Handlungsempfehlungen wurden in den letzten Jahrzehnten der Exekutive, der Wirtschaft und dem privaten Sektor einfach handhabbare Instrumentarien zur Verfügung gestellt, anthropogene Umweltbelastungen sicherer beurteilen zu können. Die dort ausgewiesenen Algorithmen bieten bei der Realisierung notwendiger Eingriffe inhaltliche und juristische Sicherheit. Im Rahmen ihrer Erarbeitung wurde jedoch bekanntermaßen der raum-zeitlichen Mobilität von Last- und Schadstoffen wenig Raum gegeben. So kam es zum Teil zu erheblichen Simplifizierungen bei der Beurteilung komplizierter und komplexer geodynamischer Prozesse und ihrer Wirkung auf die Schutzgüter.

Gerade die jungpleistozänen Areale Brandenburgs weisen eine starke räumliche Heterogenität auf. Unter geoökologischer Sicht lässt die unmittelbare Nachbarschaft von Substraten verschiedener Retardationseigenschaften die Ausbildung intensiver Quellen-Senken-Beziehungen zu. In Verbindung mit den geochemischen Eigenschaften der Elemente und Verbindungen, die als Last- und Schadstoffe wirksam werden können, ergeben sich somit vielfältige Varianten der Mobilität und resultierender Schadstoffmuster.

Praxisrelevantes Ergebnis ist eine räumliche Entkopplung von Aktion und Reaktion. Dieses Prinzip konnte man bisher anhand von Beispielen aus dem Nahrungsnetz belegen. Der Grundgedanke besteht darin, dass nicht dort, wo der unmittelbare Eintrag erfolgte, die relevanten Wirkungsfelder zu finden sind, die durch die Schadstoffe ausgelöst werden. Daraus erwachsen Konsequenzen für aktuelle und künftige Bewirtschaftungsstrategien. Im Zusammenhang mit einem potentiellen Großprojekt, welches allerdings nicht realisiert werden konnte, wurde im Rahmen einer Fallstudie dieses Problem im Kontext mit militärischen Altlasten untersucht.

Die Prämissen und die Hypothese

Im Gegensatz zu anderen großen Truppenübungsplätzen Brandenburgs befand sich das Übungsgelände der Döberitzer Heide auf einem Grundmoränenareal, das von marginalen Niederungsgebieten umgeben wird. Die Genese dieser Morpho-

strukturen ist auf die starke Gliederung des präkänozoischen Untergrunds, der diskordant von einer känozoischen Decke überlagert wird, zurückzuführen (vgl. KÖLBEL 1962). An Störungen wurden Teile des präpleistozänen Stockwerkes gehoben, wodurch das Grundmuster der späteren Platten entstand. Im Bereich der heutigen Niederungen dominierten Absenkungsvorgänge. Die Störungen besitzen eine herausragende Bedeutung für die Dynamik des unterirdischen Wassers (WEISSE 1989).

Die rezente Prägung der Lagerungs- und Reliefbedingungen im Raum ist das Resultat der Dynamik im Brandenburger Stadium des Weichselglazials. Die rheinisch (NNE-SSW) streichenden Niederungen sind häufig von dem Eis als Vorstoßbahnen benutzt worden. In der Abtauphase kam es zunächst zu Erosionsprozessen durch das Schmelzwasser, später zur Akkumulation von glazifluvialen und -limnischen Sedimenten. Vielfach sind diese Glazialformen durch holozäne Vorgänge, wie Vermoorung oder Auenbildung, überprägt worden.

Herzynisch (NW-SE) streichende Breitenkenen umschließen die Plattenschollen auf den Nord- und Südseiten. Während der Vorstoßphase stellten sie Akkumulationsbereiche für die Vorschüttungsdeckschichten dar, in der Abtauphase sind sie vielfach durch Geschiebemergeldecken verhüllt worden.

Die Platten ragen wenige Meter bis Dekameter über die Niederungsstrukturen hinaus. Sie bestehen aus Grundmoränen-, Endmoränen-, und Sanderarealen. Die spezifische Dynamik des Inlandeises schuf somit unterschiedliche Strukturtypen, die sich in ihren Relief-, Struktur- und Substratmerkmalen unterscheiden (WEISSE 1989).

Unter periglaziären Bedingungen wurden die Heterogenität und Diversität verstärkt. Es bildete sich eine typische Decksandschicht heraus, an den Plattenrändern fand eine intensive Zertalungsdynamik statt.

Da der Decksand der Plattenstandorte nur im geringem Umfang eine stoffliche Fixierung zulässt, wird die Richtung und Intensität mobiler Stoffkomponenten durch die Raumanordnung der Geschiebemergelschichten bestimmt, die auch

III. Umweltmedienübergreifende Aspekte

Arzneimittelwirkstoffe in der Umwelt

Werner Kratz, Bettina Abbas, Irina Linke, Landesumweltamt Brandenburg

1 Einführung

Der wissenschaftliche Beirat Bodenschutz beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit verwies in seinem Gutachten „Wege zum vorsorgenden Bodenschutz“ in Kapitel 4.7 darauf, dass viele Produkte und Materialien, die bisher noch nicht in der BBSchVO (BGBl. 1999) geregelt sind, Auswirkungen auf die Bodenfunktionen (z.B. Lebensgrundlage für Organismen, Schutz des Grundwassers) haben können (DEUTSCHER BUNDESTAG 2000).

In diesem Zusammenhang geht der Beirat auch ausdrücklich auf die Arzneimittelwirkstoffe, Tierarzneimittelwirkstoffe und die Futterzusatzstoffe ein.

Auch die 47. Umweltministerkonferenz (UMK) beauftragte schon 1996 den Bund/Länderausschuss Chemikaliensicherheit (BLAC) damit, ein Konzept zur Beurteilung möglicher Auswirkungen von Arzneimitteln in der Umwelt zu erarbeiten. Ein

erster Bericht des BLAC mit dem Titel „Auswirkungen der Anwendung von Clofibrinsäure und anderer Arzneimittel auf die Umwelt und Trinkwasserversorgung“ liegt inzwischen vor (FREIE U. HANSESTADT HAMBURG 1998). Der BLAC-Bericht geht insbesondere auf den rechtlichen Hintergrund der Arzneimittelzulassung unter Berücksichtigung möglicher Umweltschädigungen ein.

Die Autoren des BLAC-Berichtes empfehlen ein bundesweites Monitoringprogramm der Haupteintragspfade auf Arzneimittelwirkstoffe bzw. deren Metabolite. Inzwischen hat der BLAC einen Entwurf für ein Monitoringprogramm vorgelegt, dessen Analyseaufwand sich auf 273 Proben mit jeweils 60 Parametern aus Oberflächengewässern, 145 Proben aus Kläranlagen, 75 Proben aus feststoffhaltigem Material (Klärschlämme, Böden, Gülle) und 345 Proben mit bis zu 5 Parametern aus Grundwässern beläuft (FREIE UND HANSESTADT HAMBURG 1999).

2 Gesetzliche Regelungen von Arzneimitteln

Die nachfolgenden Darlegungen zu rechtlichen Regelungen von Arzneimitteln basieren auf dem Bericht des BLAC (FREIE UND HANSESTADT HAMBURG 1998).

Human- und Tier-Arzneimittel werden nach dem „Gesetz über den Verkehr mit Arzneimitteln“ (Arzneimittelgesetz – AMG) zugelassen. Ausgenommen sind Tier-Arzneimittel, die gegen Tierseuchen eingesetzt werden und nach dem Tierseuchengesetz zugelassen werden müssen.

Seit 1994 ist für Tier-Arzneimittel und seit 1998 auch für Human-Arzneimittel eine Prüfung der umweltrelevanten Eigenschaften bei der Neuzulassung von Arzneimitteln erforderlich. Unter den in § 25 AMG aufgelisteten Versagungsgründen für eine Zulassung von Human-Arzneimitteln ist „Umweltschädlichkeit“ jedoch nicht aufgeführt und stellt daher offenbar kein gleichberechtigtes Zulassungskriterium dar.

Zur Durchführung der Prüfung der Umweltverträglichkeit von Tier-Arzneimitteln auf EU-Ebene liegt eine Leitlinie vor, die allerdings keine Konsequenzen für den Fall eines festgestellten Umweltrisikos vorgibt (EMEA/CVMP: Note for Guidance: Environmental Risk Assessment for Veterinary Medical Products), (EU 1997). In der nationalen Zulassungspraxis wird

jedoch Umweltschädlichkeit bei Tierarzneimitteln als Zulassungskriterium berücksichtigt. Für Human-Arzneimittel liegt bisher nur der Entwurf für ein Bewertungskonzept vor (FREIE UND HANSESTADT HAMBURG 1999).

Pharmakologisch wirksame Futtermittel-Zusatzstoffe (z.B. Antibiotika) unterliegen in der EU und in Deutschland nicht dem Arzneimittelrecht sondern dem Futtermittelgesetz und -verordnung. Für Futtermittel-Zusatzstoffe liegen EG-Bestimmungen zur Prüfung der umweltrelevanten Eigenschaften vor, die allerdings bisher nicht in das deutsche Futtermittelrecht übernommen wurden.

In den entsprechenden Richtlinien der EU handelt es sich im Hinblick auf Angaben zur Ökotoxizität jedoch zurzeit um eine „Kann-Bestimmung“, d.h. die aufgelisteten Angaben müssen nicht gefordert werden.

Die Umsetzung von ökotoxikologischen Anforderungen an die Zulassung von Human- und Tier-Arzneimitteln sowie von pharmakologisch wirksamen Futtermittel-Zusatzstoffen kommt nur langsam voran.

3 Verwendung und Produktion von Arzneimitteln in der BRD

Die Rote Liste der Arzneimittel von 1998 führt 9.438 Präparate von 482 Herstellern auf, die etwa 2.900 Wirkstoffe enthalten und 88 Indikationsklassen zugeordnet werden (FREIE UND HANSESTADT HAMBURG 1998).

1996 wurden z.B. 505 t Paracetamol und 320 t Antibiotika auf dem deutschen Markt abgesetzt (Rat der Sachverständigen 1998, TERNES 1998).

Insgesamt wurden im Jahr 1996 in Deutschland auf dem Human-Pharmamarkt ca. 50 Mrd. DM umgesetzt. Auf dem Tierarzneimittelmarkt in Deutschland wurde 1995 ein Umsatz von ca. 765 Millionen DM erzielt (BUNDESVERBAND TIERGESUNDHEIT 1996).

In Deutschland sind derzeit ca. 200 Substanzen in 3.000 Tierarzneimitteln zugelassen. Der größte Teil von ihnen sind Antibiotika, Chemotherapeutika und Antiparasitika. Abbildung 1 zeigt den zeitlichen Verlauf auf dem deutschen Tierarzneimittelmarkt von 1988 bis 1995.

Der Marktanteil der Tierarzneimittel für Klein- und Hobbytiere erreichte hierbei 1995 einen Anteil von etwa 40 % vom Gesamtmarkt (SPRINGER 1995).

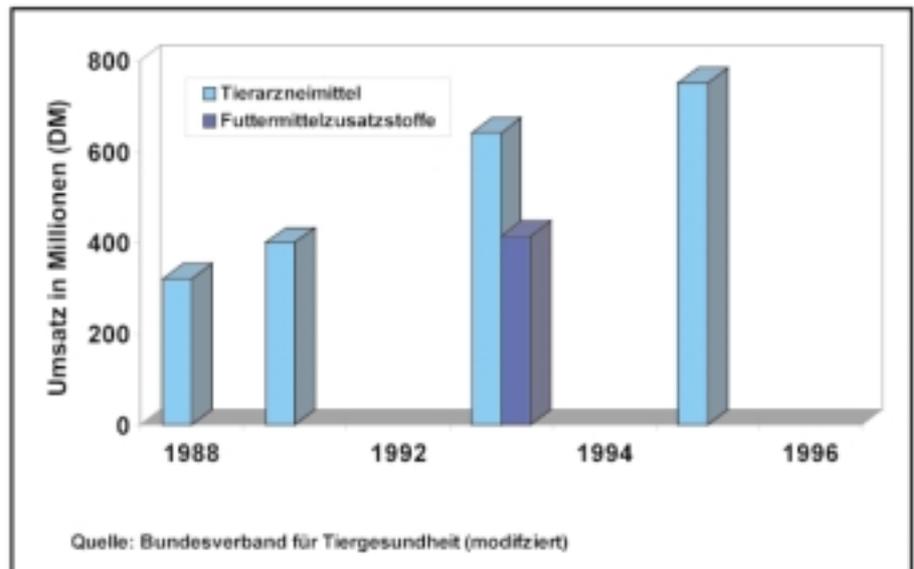


Abb. 1: Umsätze von Tierarzneimitteln und Futterzusatzstoffen in Deutschland (1988 – 1995)

4 Eintragspfade von Arzneimittelwirkstoffen in die Böden und anderer Umweltmedien

1991 wurde mit der Clofibrinsäure (Lipidsenker) erstmals ein aus der Humanmedizin stammender Arzneimittelwirkstoff im Grundwasser und 1993 sogar im Trinkwasser Berlins nachgewiesen (HEBERER 1998, SCHEYTT 1998). Zahlreiche Untersuchungen in Deutschland zeigten inzwischen, dass der Clofibrinsäurefund in Berlin keine Ausnahme bildet bei der Kontamination von Umweltmedien mit Arzneimittelwirkstoffen. Ca. 50 Arzneimittelwirkstoffe wurden in Rhein, Mulde, Donau, Elbe, Havel und dem Teltowkanal nachgewiesen.

Die kommunalen Abwässer und Abwässer aus Krankenhäusern stellen im Land Brandenburg wahrscheinlich den bedeutendsten Eintragspfad für Arzneimittel dar. In den Tabellen 1 und 2 sind Arzneimittelwirkstoffkonzentrationen für Kläranlagen- und -abläufe dargestellt. Die Frachtberechnungen und Eliminationsraten der Arzneimittel deuten für einzelne Wirkstoffe (Röntgenkontrastmittel, Sexualhormone) auf eine hohe Umweltrelevanz hin.

Die Konzentrationen der gefundenen Stoffe in den Berliner Oberflächengewässern gehen mit bis zu 200 ng/l (Diclofenac, ein Rheumamittel) und 120 ng/l (Clofibrinsäure, ein Lipidsenker) deutlich über die Mengen an Mecoprop (20 ng/l) oder Dichlorprop (15 ng/l) hinaus, die zu den meistverwendeten Herbiziden in Deutschland gehören und in der gleichen Probe gefunden wurden (HEBERER ET AL. 1997). Das zeigt die zunehmende Bedeutung der Arzneimittelrückstände in den Umweltmedien gegenüber häufig angewandten Pestiziden.

Arzneimittelwirkstoffe und deren Metabolite gelangen über verschiedene Eintragspfade in die Umwelt. Der Eintrag von Arzneimittel in den Boden und andere Umweltmedien erfolgt über diverse Eintragspfade, die in Abbildung 2 dargestellt sind.

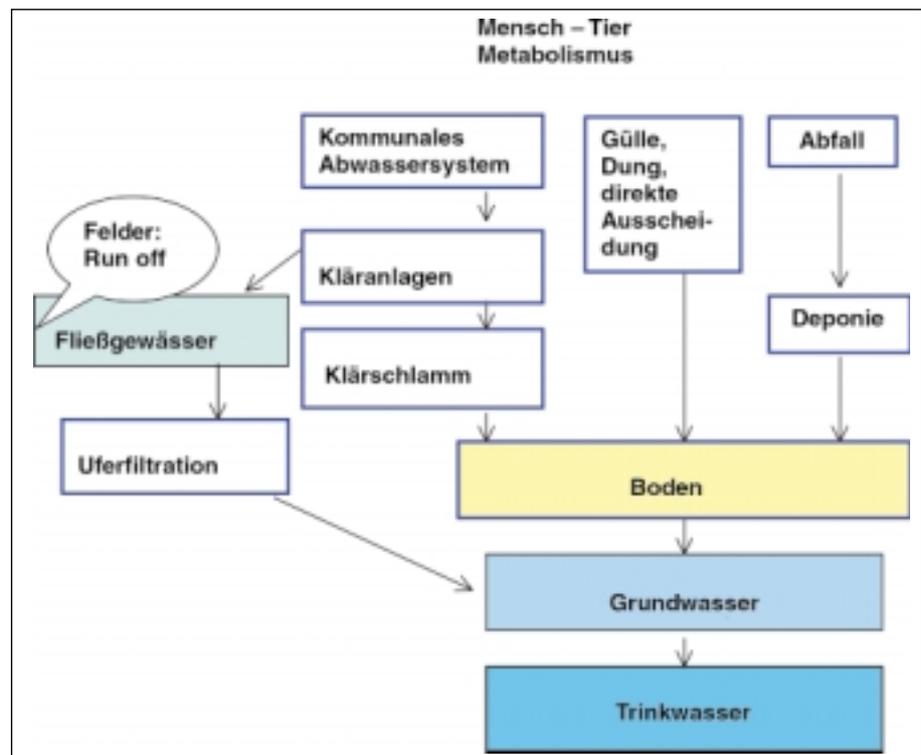


Abb. 2: Eintragspfade für Arzneimittel in die Umwelt

Tab. 1: Arzneimittelwirkstoffe im Kläranlagenzulauf

Quellen:

TERNES et al. 1999,

** FUHRMANN 1999,

*** JEKEL & WISCHNACK 2000

		µg/l	g/Tag
Herzmittel	Propranolol	10	520
	Metoprolol	7,2	374
Schmerzmittel	Paracetamol	bis 26	15
	Acetylsalicylsäure	3,2	34
Röntgenkontrastmittel	AOI	bis 65***	11 t/Jahr Σ Berlin
Rheumamittel	Ibuprofen	4,3	25
	Diclofenac	1,8	32
Blutfettsenker	Bezafibrat	2,9	53
	Gemfibrocil	2,1	16
Antibiotika	Sulfamethoxazol	1,4	-
Desinfektionsmittel	Chlorkresol	1,5	-
	Biphenylol	2,0	-
Antiepileptika	Primidon	2,1**	-
	Carbamazepin	2,2	122

Tab. 2: Arzneimittelwirkstoffe im Kläranlagenablauf

Quellen:

TERNES et al. 1999,

* HEGEMANN & BUSCH 2000

** FUHRMANN 1999

*** JEKEL & WISCHNACK 2000

		µg/l	Eliminierung in %
Herzmittel	Propranolol	0,4	95
	Metoprolol	2,1	67
Schmerzmittel	Acetylsalicylsäure	0,6	81
	Propyphenazon	0,7**	
Röntgenkontrastmittel		bis 62***	0-5
Rheumamittel	Ibuprofen	0,4	90
	Diclofenac	0,6	69
Blutfettsenker	Bezafibrat	0,96	75
	Clofibrinsäure	0,6	51
Antibiotika	Sulfamethoxazol	0,1	
	Trimethoprim	0,4	
Desinfektionsmittel	Biphenylol	0,04	
	Clorofen	0,1	
Antiepileptika	Primidon	bis 0,88**	
	Carbamazepin	2,0	0
Sexualhormone	Ethinylestradiol	0,23*	

Tab. 3: Sexualhormone im Klärschlamm

Quelle: HEGEMANN & BUSCH 2000

Estradiol: natürliches Sexualhormon

Ethinylestradiol: Pillenwirkstoff

	Estradiol in µg/kg	Ethinylestradiol in µg/kg
Primärschlamm	35	18
Überschussschlamm	8	16
Ausgefauter Schlamm	145	19
Entwässerter Schlamm	112	29

Tab. 4: Arzneimittelwirkstoffe im Fließgewässer

Quellen:

TERNES et al. 1999,

* BLAC 1999

		µg/l bei hohem kommunalen Abwasseranteil
Herzmittel	Propranolol	0,01
	Metoprolol	0,04
Röntgenkontrastmittel	Iopamidol	0,49
	Diatrizoat	0,23
Rheumamittel	Ibuprofen	0,07
	Diclofenac	0,15
Blutfettsenker	Bezafibrat	0,35
	Gemfibrocil	0,05
Antibiotika	Sulfamethoxazol	0,03
	Trimethoprim	bis 0,09
Desinfektionsmittel	Biphenylol	0,02
	Clorofen	0,01
Antiepileptika	Carbamazepin	0,25
Sexualhormone	Ethinylestradiol	Bis 0,0002*

Tab. 5: *Arzneimittelwirkstoffe im Grundwasser*
 Quellen:
 TERNES et al. 1999,
 * BLAC 1999

		µg/l
Herzmittel	Metoprolol	bis 0,06
	Bisoprolol	bis 0,07
Röntgenkontrastmittel	Iopamidol	0,16
	Diatrizoat	0,03
	Iopromid	bis 0,21
Rheumamittel	Diclofenac	max. 1*
Blutfettsenker	Clofibrinsäure	bis 0,06*
	Fenofibrat	max. 0,25*
Sexualhormone	Ethinylestradiol	bis 0,001*
Antiepileptika	Carbamazepin	max. 2*

Tab. 6: *Konzentration verschiedener Arzneimittelwirkstoffe und von N-(phenyl-sulfonyl)-sarcosine im Grundwasser; Grundwasserproben aus 17 Trinkwasserbrunnen eines Berliner Wasserwerks*
 Quellen:
 HEBERER et al. 1997
 n.n. nicht nachweisbar

Substanz	Art des Arzneimittelwirkstoffs	Konzentrationsbereich [ng/l]
Clofibrinsäure	Blutfettsenker	70 - 7.300
Fenofibrat	Blutfettsenker	n.n. - 45
Diclofenac	Rheumamittel	n.n. - 380
Ibuprofen	Rheumamittel	n.n. - 200
Phenazon	Schmerzmittel	< 10 - 1.250
Propyphenazon	Schmerzmittel	n.n. - 1.465

Die Klärschlämme aus den Klärwerken stellen ein Haupteintragsmedium für Arzneimittelrückstände für das Bodenkompartment dar.

Neuere Untersuchungen durch HEGEMANN & BUSCH (2000) konnten anhand von Stichprobenuntersuchungen an Klärschlämmen aus dem Klärwerk Potsdam-Nord zeigen, dass der Pillenwirkstoff (Ethinylestradiol) im entwässerten Schlamm mit 29 µg/kg auftritt (Tab. 3). Auch konnten durch die Autoren im Ablauf des Klärwerks Potsdam-Nord 0,23 µg/l 17 a-Ethinylestradiol nachgewiesen werden.

Insbesondere in Fließgewässern mit hohem kommunalen Abwasseranteil sind deshalb hohe Messbefunde für Arzneimittelwirkstoffe zu erwarten (Tab. 4). So weisen der Teltowkanal und die Havel mit 123 % bzw. 55 % die höchsten Abwasseranteile auf (FUHRMANN 1999).

Im Nordseewasser ist die Clofibrinsäure von BUSER ET AL. 1998 nachgewiesen worden.

Außer den Zytostatika können die Arzneimittelabfälle im normalen Hausmüll entsorgt werden. Für die Gesamtmenge von Medikamenten, die mit dem Hausmüll entsorgt werden, schätzt GLAESKE (1998) für die BRD 11.000 bis 16.000 Tonnen pro Jahr. Pharmakaeinträge aus Deponien in das Grundwasser sind bisher nur in einer dänischen Studie (Grinsted) beschrieben worden (HOLM ET AL. 1995). Das Grundwasser unterhalb der untersuchten Deponie war insbesondere mit Barbituraten und Sulfonamiden belastet. Die Konzentrationen für Sulfonamide im Grundwasser lagen direkt unterhalb der untersuchten Deponie bei max. 6,5 mg/l.

Zahlreiche Nachweise für Pharmaka im Grundwasser liegen inzwischen auch vor (Tab. 5). Darüber hinaus sind vor allem die Antibiotika (Tetracycline, Sulfonamide), die auch in der Landwirtschaft eingesetzt werden, im Grundwasser nachgewiesen worden (MEYER ET AL. 2000). Die Autoren führen die Einträge in das Grundwasser auf versickerte Gülle zurück, da in der Gülle die gleichen Antibiotika nachgewiesen wurden.

HEBERER ET AL. (1997) fanden in von zur Trinkwassergewinnung genutztem Grundwasser eines Berliner Wasserwerks die in Tabelle 6 aufgeführten Substanzen.

Als Haupteintragsmedium für den Boden kann bei der landwirtschaftlichen Tierproduktion die Gülle angesehen werden. HUGENROTH (1997) und LANGHAMMER (1989) konnten zeigen, dass das Antibiotikum Sulfadimidin noch nach 11 Wochen mit 90 % der ursprünglichen Menge in der Gülle vorhanden war. WINCKLER & GRAFE (2000) beschreiben Konzentrationen von ca. 20 mg/kg für die Tetracycline in der Gülle von Mastschweinen in Niedersachsen. Bei Ausbringung dieser Gülle in zulässiger Menge lt. Düng-VO errechnen sich theoretische worst-case-Konzentrationen im Boden von 0,9 mg/kg – 2,1 mg/kg je nach Einarbeitungstiefe (Tabelle 7).

Annahmen:

- Bezugsgröße ha Ackerland, 170 kg-N-Äquivalent lt. Düng-VO
- Entspricht 35 Mastschweinen (30,4 m³/ha Gülle)
- Vollständige Ausscheidung, keine Metabolisierung

Tab. 7: *Abschätzung des Stoffeintrags in Wirtschaftsdünger und Böden am Beispiel einer Bestandsbehandlung von Mastschweinen mit Tetracyclin-HCl (worst-case-Annahmen für Ausscheidungsraten und Abbaubarkeit) (WINCKLER & GRAFE 2000)*

Dosierung	Ø	65 mg/kg LM
	Max.	150 mg/kg LM
Mittleres Gewicht bei Behandlung		30 kg LM
Mittlere Behandlungsdauer		10 Tage
Gesamtdosis Tetracyclin	Ø	683 g
	Max.	1.575 g
PEC Gülle	Ø	22,5 g/m³
	Max.	51,8 g/m³
PEC/Boden bei 5 cm Bodentiefe u. Einarbeitungstiefe/1.500 kg/m³	Ø	0,9 mg/kg
	Max.	2,1 mg/kg

5 Beeinträchtigung der Umwelt durch Arzneimittel – ausgewählte Beispiele

Die Beeinträchtigung der Umwelt durch Arzneimittel wird erst in jüngster Zeit diskutiert, deshalb liegen Erkenntnisse über Einträge in Böden, Verbleib und Wirkung auf die Bodenfunktionen nur in geringem Umfang vor.

Arzneimittel werden in den Zielorganismen meist nur teilweise metabolisiert und häufig werden relativ hohe Anteile der ursprünglichen Wirksubstanz wieder ausgeschieden.

Insgesamt liegen nur sehr begrenzte Erkenntnisse zu potentiellen Umweltwirkungen von Arzneimitteln vor. Erst die Beschreibung des ökotoxikologischen Potentials (Schädigung der Dungfauna) eines Breitband-Antiparasitikum (Ivermectin) gegen parasitäre Arthropoden und Nematoden bei Haustieren rückte die Arzneimittel stärker ins öffentliche Bewusstsein (CAMPBELL 1989).

Die Avermectine (Ivermectin, Abamectin und Doramectin) gelten als fischtoxisch. Regenbogenforellen sterben bereits ab 3 µg/l, Wasserflöhe ab 0,025 µg/l (HALLEY ET AL. 1989).

Bei Rindern wird ca. 90% des injizierten Ivermectins innerhalb von 4 Wochen wieder ausgeschieden (SOMMER et al. 1992). Die Höchstkonzentration im Rinderdung, die bisher gefunden wurde, war 9,0 mg/kg. Nach HALLEY ET AL. (1989) ist Ivermectin

schlecht wasserlöslich und hat einen hohen Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizienten (Koc-Wert toniger Lehm 12.600, schluffig-toniger Lehmboden 15.700). Dadurch erklärt sich die hohe Affinität zur organischen Substanz im Boden.

Für Ivermectin haben HALLEY ET AL. (1989) Halbwertszeiten im Boden mit niedriger Temperatur zwischen 91 und 217 Tagen gemessen.

HALLEY et al. (1989) untersuchten die Toxizität von Ivermectin gegenüber Regenwürmern (*Eisenia fetida*). In kontrollierten Laborbedingungen wurde mit dem Antiparasitikum nach 28 Tagen ein no-observed-effect-level (NOEL) von 12 mg/kg bestimmt. Intakte und nicht abgebaute Kuhfladen für wenigstens 3 Monate waren die Folge, wenn Ivermectin in der Dosis von 0,4 mg/kg Körpergewicht an Rinder verabreicht wurde (STRONG 1992).

Endokrin wirksame synthetische Hormone werden sowohl in der Human- wie in der Tiermedizin eingesetzt und haben in jüngster Zeit zu umfangreichen Diskussionen und Forschungsaktivitäten geführt. So konnten WENZEL ET AL. (1998) zeigen, dass Hormone und deren Metabolite (z.B. Kontrazeptiva) in Oberflächengewässern und Klärschlamm ein hohes ökotoxikologisches Potential (Hefe-Rezeptor-Test) haben.

6 Ansätze für eine ökotoxikologische Risikoabschätzung für Arzneimittelwirkstoffe

Sichere Prognosen zur Risikoabschätzung für Arzneimittel sind in der Ökotoxikologie nur schwer möglich:

- Chemikalien wie Pharmaka können je nach Umweltbedingungen und Kombination mit anderen Substanzen ein differenziertes Umweltverhalten zeigen; z.B. kann je nach Umweltkompartiment die Bioverfügbarkeit sehr unterschiedlich sein.
- Die Komplexität der Wechselwirkungen zwischen den vielen Arten und ihrer Umwelt innerhalb von Ökosystemkompartimenten ist sehr groß und kaum vorhersagbar.
- Je nach Exposition, genetischer Ausstattung und Entwicklungsphase reagieren Individuen einer Art unterschiedlich auf Chemikalien.

Bei einer Beurteilung des ökotoxikologischen Gefährdungspotentials von Arzneimitteln muss also versucht werden, eine Vielzahl von Einzeldaten so zu gewichten, dass eine Gesamtaussage in Form einer Klassifikation der jeweiligen Chemikalie nachvollziehbar wird.

Die Regulation der Marktzulassung von Chemikalien durch die EU folgt, unabhängig vom jeweiligen Einsatzzweck, seit Ende der achtziger Jahre ähnlichen Regeln. Das erste Mal wurde das Prinzip des „Risk and Hazard Assessment“ (Risikoabschätzung) in der EU-Richtlinie 91/414/EEC für Pflanzenschutzmittel formuliert (EU 1991). Inzwischen ist dieses Prinzip auch für die Zulassung von Altstoffen und Neustoffen, d.h. die Gruppe der allgemeinen Umweltchemikalien sowie für Biozide angewandt.

Das Prinzip der Risikoabschätzung für die Beurteilung des Umweltgefährlichkeitspotentials wurde Ende der siebziger Jahre in den USA entwickelt (FAVA ET AL. 1987). Darunter versteht

man „simply a systematic means of developing a scientific basis for regulatory decision making“ (BARNTHOUSE 1992). Etwas genauer kann es als ein Prozess verstanden werden, in dem die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von negativen Umweltauswirkungen als Ergebnis der Exposition gegenüber einem Stressfaktor (hier: Arzneimittel) angegeben wird.

Der Prozess enthält Aspekte aller drei klassischen Teilaufgaben der Ökotoxikologie:

- dem Erkennen,
- der Vorhersage und
- der Überwachung von unerwünschten Wirkungen

von Chemikalien.

1. Schritt: Gefährdungserkennung

Im Rahmen der Gefährdungserkennung werden Kenngrößen zur Charakterisierung sowie zur Expositionssituation einer Substanz erfasst:

- Produktions- bzw. Verordnungsmengen,
- Eintrag des Wirkstoffes in die Umwelt,
- Expositionsdauer (Persistenz),
- Auftreten stabiler Metabolite,
- betroffene Umweltkompartimente und Medien sowie
- mögliche Expositionspfade.

2. Schritt: Expositions- und Wirkungsanalyse

Im 2. Schritt werden zwei Faktoren getrennt erfasst, die zusammen als Gefährdungseinschätzung (= hazard assessment) bezeichnet werden:

- Die Messung oder Abschätzung der Konzentration eines Stoffes in den verschiedenen Umweltmedien bzw. -kompartimenten, denen Organismen potentiell ausgesetzt sind (Expositionsanalyse = exposure assessment)
- Die Messung oder Abschätzung der Konzentration, bei der ein Stoff, allein oder zusammen mit anderen, auf Organismen oder ökosystemare Prozesse wirken kann (Wirkungsanalyse = effect assessment)

Ziel der Expositionsanalyse ist die Bestimmung der „Predicted Environmental Concentration“ (PEC), d.h. der in den Umweltmedien und -kompartimenten vorkommenden Konzentrationen der Arzneimittelwirkstoffe.

Ziel der Wirkungsanalyse ist die Bestimmung der „Predicted No Effect Concentration“ (PNEC), d.h. der Konzentration, bei der keine Wirkung in der Umwelt zu erwarten ist. Festzuhalten ist allerdings hierbei, dass diese PNEC nicht als die Konzentration anzusehen ist, bis zu der ein Stoff in die Umwelt abgegeben werden darf.

Im Gegensatz zur Expositionsanalyse werden hier Sicherheitsfaktoren zur Abschätzung der Extrapolation von Labortestdaten auf Freiland-Situationen verwendet. Dabei werden die Messwerte durch einen von der Qualität und Menge dieser Daten abhängigen Faktor dividiert: Je schlechter die Datenlage ist, desto höher ist dieser Faktor.

Überlegungen zur Wirkung einer Arzneimittelsubstanz sollten folgende Aspekte einschließen:

- Akute Wirkungen (z.B. Mortalität)
- Subletale Effekte (vor allem bei längerer Exposition): Reproduktionstoxizität, endokrine Wirkungen, Mutagenität, Neurotoxizität oder Immunotoxizität
- Resistenzbildung bei Mikroorganismen (z.B. gegenüber Antibiotika)

7 Zusammenfassung

Im Land Brandenburg ist der Bodenschutz administrativ etabliert und es existiert durch die Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV 1999) weitest gehende Rechtssicherheit. Bodenschutzprobleme könnten sich aber zukünftig mit bisher ökotoxikologisch nicht geregelten Stoffen (z.B. Arzneimittelwirkstoffen) im vorsorgenden Bodenschutz ergeben.

Die instrumentelle Analytik ist heute in der Lage, Human- und Tierarzneimittelwirkstoffe sowie deren Metabolite auch im Mikrosprenbereich bzw. matrixbehaftet quantitativ eindeutig nachzuweisen.

Arzneimittel und deren Metabolite sind meist gut wasserlöslich, werden z.B. durch herkömmliche Abwasseraufbereitungsverfahren nicht eliminiert und gelangen dann in die unterschiedlichsten Umweltmedien.

Haupteintragspfade von Arzneimittelwirkstoffen für den Boden sind die Gülle, der Klärschlamm und die Deponien. Hu-

3. Schritt: Risikocharakterisierung

Im dritten Schritt der ökotoxikologischen Beurteilung wird die Wahrscheinlichkeit, mit der die möglichen Arzneimittelwirkungen unter realen Bedingungen eintreten können, abgeschätzt (Risikocharakterisierung = risk assessment). Da dazu jedoch nur selten Freilanduntersuchungen vorliegen, wird bei der Nutzung der Labormesswerte die daraus resultierende Unsicherheit durch mehrere Extrapolationsschritte abgedeckt, die durch Sicherheitsfaktoren (im Bereich zwischen 1.000 und 1) überbrückt werden.

Konkret wird also eine gemessene oder geschätzte Umweltkonzentration (PEC) mit einer gemessenen oder geschätzten Konzentration, bei der keine Wirkung auf Organismen in Ökosystemen erwartet wird (PNEC), verglichen.

Ergibt der reale Vergleich PEC/PNEC Werte < 1 , so ist davon auszugehen, dass von der betreffenden Substanz nach dem gegenwärtigen Kenntnisstand kein Umweltrisiko ausgeht.

Ziel einer formalisierten Risikocharakterisierung der EU, ist die Einordnung einer Substanz in eine entsprechende Risikoklasse.

4. Schritt: Risikomanagement

Im letzten Schritt, dem Risikomanagement sind Maßnahmen fest zu legen und um zu setzen, um die bei der Risiko-Charakterisierung für wahrscheinlich gehaltene Gefährdung durch Chemikalien zu verhindern oder zumindest zu minimieren. Hierbei gehen außer naturwissenschaftlichen auch sozio-ökonomische Kriterien (z.B. Kosten/Nutzen-Abwägungen) in die Bewertung ein.

Am Beispiel von 3 Arzneimittelwirkstoffen ist in den Tabellen 8 bis 10 in Anlehnung an RÖMBKE ET AL. (in press) die Vorgehensweise für die Expositions- und Wirkungsanalyse sowie die Risikocharakterisierung dargestellt.

man- und Tierarzneimittelwirkstoffe sollten zukünftig vor Inverkehrbringung auf ihr ökotoxikologisches Potential hin in gleicher Weise wie Pflanzenschutzmittel und Industriechemikalien untersucht werden.

Die Ökotoxikologie verfügt über entsprechende Bewertungs- und Prognoseverfahren, um die Wirkungen von Arzneimittelwirkstoffen auf Bodenorganismen zu dokumentieren.

Entsprechend dem Vorsorgeprinzip der EU sollte die Beweislast, dass ein Arzneimittelwirkstoff mögliche ökotoxische Wirkung hat, nicht allein bei den überwachenden Behörden liegen. Arzneimittelwirkstoffe sollten solange nicht in den Boden und andere Umweltmedien eingebracht werden, wie deren (weitgehende) Umweltunschädlichkeit mit den vorhandenen Methoden der Risikoabschätzung nachgewiesen ist.

Expositionsanalyse:	Gemessene Konzentration im Oberflächengewässer: 0,34 µg/l → PEC = 0,34 µg/l
Wirkungsanalyse:	Akuter Labortest (Daphnia magna): LC ₅₀ = 167,5 mg/l Einschätzungsfaktor gemäß EU: 1.000 → PNEC = 167,5 µg/l
Risiko-Charakterisierung:	PEC/PNEC-Verhältnis: 0,002 (EU-Klasse 2) → Geringes Umweltrisiko

Tab. 8: Umweltrisikoaabschätzung für Acetylsalicylsäure (Schmerzmittel)

Expositionsanalyse:	Gemessene Konzentration im Oberflächengewässer: 0,001 – 1,75 µg/l → PEC 1,75 µg/l
Wirkungsanalyse:	Akuter Labortest mit zwei Arten: EC ₅₀ 12 – 28,2 mg/l Einschätzungsfaktor gemäß EU: 1000 → PNEC = 12 µg/l Sublethaler Labortest mit 2 Arten: NOEC 0,01 – 5,4 mg/l Einschätzungsfaktor gemäß EU: 50 → PNEC = 0,2 µg/l
Risikocharakterisierung:	PEC/PNEC-Verhältnis: 8,75 (EU-Klasse 3) → Mittleres Umweltrisiko

Tab. 9: Umweltrisikoaabschätzung für Clofibrinsäure/Clofibrat (Lipidsenker)

Expositionsanalyse:	Gemessene Konzentration im Kuhdung: 0,4 – 9 mg/l → PEC 9,0 mg/l
Wirkungsanalyse:	LC ₅₀ Wert - Akuter Labortest (Regenwurm): 15,8 – 315 mg/kg Einschätzungsfaktor gemäß EU: 1.000 → PNEC = 0,016 mg/l
Risiko-Charakterisierung:	PEC/PNEC-Verhältnis: 562 (EU-Klasse 1) → Großes Umweltrisiko

Tab. 10: Umweltrisikoaabschätzung für Ivermectin (Antiparasitikum)

8 Literatur

- BARNTHOUSE, L. (1992): The role of models in ecological risk assessment: A 1990's Perspective. *Envir. Toxicol. Chem.* 11, 1751–1760.
- BGBl (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung, 1554 ff.
- BUNDESVERBAND TIERGESUNDHEIT (1996): Gesundheits- und Umweltrisiken nach der Anwendung von Antiinfektiva und Antiparasitika in der Nutztierhaltung. 24. Seminar Umwelthygiene. *Deutsch. Tierärztliche Wochenschrift – Wiss. Zeitschrift für die Veterinärmedizin* 103, 239–284.
- BUSER, H-R. ET AL. (1998): Occurrence of the pharmaceutical drug Clofibric acid and the herbicide Mecoprop in various Swiss lakes and in the North Sea. *Environ. Sci. Technol.* 32, 188–192.
- CAMPBELL W.C. (1989): Ivermectin and Abamectin. Springer Verlag Heidelberg.
- DEUTSCHER BUNDESTAG (2000): Gutachten des wissenschaftlichen Beirats Bodenschutz beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Drucksache 14/2834 von 25.02.2000
- EU (1997): Note for Guidance: Environmental Risk Assessment for Veterinary Medical Products other than GMO-Containing and Immunological Products. EMEA/CVMP/055/96.
- EU (1991): Council directive concerning the placing of plant protection products on the market (91/414/EEC), Brussels.
- FAVA, J. ET AL. (1987): Reserach priorities in environmental risk assessment. SETAC Workshop report, Breckenridge, Colorado, 103 pp.
- FUHRMANN, B. (1999): Vergleichende Untersuchungen von Oberflächenwässern in Athen und Berlin auf Arzneimittelrückstände aus kommunalen Kläranlagen. Diplomarbeit TU Berlin.
- FREIE U. HANSESTADT HAMBURG (1998): Auswirkungen der Anwendung von Clofibrinsäure und anderer Arzneimittel auf die Umwelt und Trinkwasserversorgung. Bericht des Bund/Länderausschuss für Chemikaliensicherheit. Eigenverlag 91 S.
- FREIE U. HANSESTADT HAMBURG (1999): Arzneimittel in der Umwelt – Konzept für ein Untersuchungsprogramm auf die Umwelt und Trinkwasserversorgung. Bericht des Bund/Länderausschuss für Chemikaliensicherheit. Eigenverlag 5 S.

- GLAESKE, G. (1998): Konsequenzen unter Berücksichtigung des Arzneimittelverbrauchs. Fachtagung Arzneimittel in Gewässern, Risiko für Mensch, Tier und Umwelt ? Hess. Landesanstalt für Umweltschutz, Wiesbaden, 21–28.
- HALLEY ET AL. (1989): Environmental aspects of the use of Ivermectin: Environmental effects and fate. *Chemosphere* 18, 1543–1563.
- HEBERER, TH. (1998): Arzneimittelrückstände als organische Kontaminanten im Oberflächen-, Grund- und Trinkwasser. Institut für Lebensmittelchemie, TU Berlin, *Lebensmittelchemie* 52, 160.
- HEBERER, TH. ET AL. (1997): Vorkommen und Bestimmung von Arzneimittelrückständen im Berliner Oberflächen- und Grundwasser. *Fachgruppe Wasserchemie Ges. Deutsch. Chem.* 103-106.
- HEGEMANN, W. & K. BUSCH (2000): Untersuchungen zum Abbau endokrin wirksamer Substanzen in Kläranlagen. In: *Schriftenreihe Wasserforschung*, Band 6: Chemische Stressfaktoren in aquatischen Systemen. Wasserforschung e.V. Berlin. S. 199–208.
- HOLM ET AL. (1995): Occurrence and Distribution of Pharmaceutical Organic Compounds in the Groundwater Downgradient of a Landfill (Grindsted, Denmark). *Environmental Science & Technology* 29, 1415–1420.
- HUGENROTH, H. (1997): Ergebnisprotokoll des Fachgesprächs „Bodenschutz bei organischen Materialien aus der Tierhaltung – Klärung des Handlungsbedarfs bei Rückständen von Tierarzneimitteln“. Niedersächs. Umweltministerium, Hannover.
- JEKEL M. & S. WISCHNACK (2000): Herkunft und Verhalten iodorganischer Verbindungen im Wasserkreislauf. In: *Schriftenreihe Wasserforschung*, Band 6: Chemische Stressfaktoren in aquatischen Systemen. Wasserforschung e.V. Berlin. 61–70.
- LANGHAMMER, J.-P. (1989): Untersuchungen zum Verbleib antimikrobiell wirksamer Arzneistoffe als Rückstände in der Gülle und landwirtschaftlichem Umfeld. Universität Bonn, Dissertation
- MEYER ET AL. (2000): Occurrence of Antibiotics in Liquid Waste at Confinde Animal Feeding Operations and in Surface and Ground Water. US Geological Survey.
- Rat der Sachverständigen für Umweltfragen (1998): Sondergutachten Grundwasser. Metzler-Poeschel Verlag, Stuttgart.
- RÖMBKE J. ET AL. (in press): Environmental risk assessment of Pharmaceuticals. Buchpublikation European Science Foundation. Hrsg. K. Kümmerer
- SCHEYTT TH. ET AL. (1998): Vorkommen und Verhalten eines Arzneimittels (Clofibrinsäure) im Grundwasser. *Grundwasser-Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie* 2, S. 67–77.
- SOMMER ET AL. (1992): Ivermectin excreted in cattle dung after subcutaneous injection or pour-on treatment concentrations and impact on dung fauna. *Bull. Entomol. Res.* 82, 57–264.
- SPRINGER, E. (1995): Nachhaltige Tierproduktion: Mythos oder Wirklichkeit ? IV. FEDESA Colloq. Amsterdam. *Neue Landwirtschaft* 6, 66-67.
- STRONG, L. (1992): Avermectines: A review of their impact on insects of cattle dung. *Bull. Entomol. Res.* 82, 265–274.
- TERNES TH. (1998): Arzneimittel in Gewässern und Kläranlagen. Fachtagung Arzneimittel in Gewässern, Risiko für Mensch, Tier und Umwelt ? Hess. Landesanstalt für Umweltschutz, Wiesbaden, 21–28.
- WENZEL, A. ET AL. (1998): Konzentrationen östrogen wirkender Substanzen in Umweltmedien. Forschungsbericht des Umweltbundesamtes Nr. 216 02 011/11.

*PD Dr. Werner Kratz, Dr. Bettina Abbas, Irina Linke,
Landesumweltamt Brandenburg
Abteilung: Ökologie und Umweltanalytik
Referat: Wirkungsfragen und Umwelttoxikologie, Dienstort Frankfurt (Oder)
Müllroser Chaussee 50
15236 Frankfurt (Oder)
e-mail: werner.kratz@lua.brandenburg.de*

Erhebung von Arzneimittelwirkstoffen im Land Brandenburg

Bettina Abbas, Irina Linke, Werner Kratz, Landesumweltamt Brandenburg

Eintragungspfade für Arzneimittel im Land Brandenburg

Ziel der Studie ist die Erhebung von Arzneimittelwirkstoffen, die im Land Brandenburg im Hinblick auf die in Verkehr gebrachte Menge oder wegen besonderer Wirkungspotenziale bedeutsam sein können.

Das kommunale **Abwassersystem** einschließlich der Krankenhausabwässer ist im Land Brandenburg der wichtigste Eintragungspfad für Humanarzneimittel. Einige brandenburgische Fließgewässer nehmen Klarwasser aus **Kläranlagen** auf, die hauptsächlich Berliner Abwässer reinigen. Diese Arzneimittel werden durch Recherchen im brandenburgischen Pharmamarkt nicht mit erfasst. Das sind für den Teltowkanal die Klärwerke Stahnsdorf, Marienfelde und die beiden größten Berliner Klärwerke Ruhleben und Waßmannsdorf sowie für die Havel die Klärwerke Wansdorf, Schönerlinde, Falkenberg und Münchehofe.

Die Klärwerksabflüsse in Ruhleben, Waßmannsdorf und Schönerlinde wurden bereits durch die Technische Universität Berlin auf ausgewählte Arzneimittelrückstände untersucht und die Wirkstoffe **Diclofenac, Naproxen, Primidon, Propyphenazon** sowie die Metaboliten **Salicylsäure** und **Clofibrinsäure** in Konzentrationen von etwa 100 bis ungefähr 1.000 ng/l nachgewiesen (FUHRMANN 1999). Es ist also offensichtlich, dass das Thema Arzneimittel in der Umwelt nur in enger Kooperation zwischen den Ländern Brandenburg und Berlin angegangen werden kann.

Neben den Arzneimittelwirkeinträgen in die Fließgewässer und Sedimente ist ein weiterer relevanter Pfad die Ausbringung von Klärschlämmen und Gülle in Agrarökosysteme.

Im Land Brandenburg werden teilweise auch **Klärschlämme** aus anderen Bundesländern ausgebracht. 1997 stammten beispielsweise von insgesamt 29.652 t verwertetem Klärschlamm (als Trockensubstanz) nur etwa die Hälfte, nämlich rund 14.000 t aus Brandenburg, über 7.000 t aus Nordrhein-Westfalen, 4.642 t aus Niedersachsen und über 2.000 t aus Sachsen-Anhalt (ROSCHE 2000). Auch für diese Klärschlämme können durch die Datenerhebung im brandenburgischen Pharmamarkt keine Schlüsse gezogen werden. Aus diesem Grunde sollten zunächst vorrangig Klärschlammproben untersucht werden und Bodenuntersuchungen besonderen bodenökotoxikologischen Fragestellungen vorbehalten bleiben, zumal durch den Eintrag in den **Boden** eine nicht nachvollziehbare Verteilung und Verdünnung der Arzneimittelwirkstoffe erfolgt.

Stoffströme von Arzneimitteln im Land Brandenburg

Am Anfang der Arzneimittelstoffströme steht der **Wirkstoffhersteller**. Bei der Wirkstoffherstellung kann bereits ein produktionsbedingter Eintrag in die Umwelt stattfinden. Im Land Brandenburg ist kein Wirkstoffhersteller ansässig. Im Land Berlin produziert die Firma Henning das Schilddrüsenhormon Levothyroxin-Natriumsalz mit einer Jahresproduktion von ca. 100 kg. Die Emissionen aus Betrieben, die die Wirkstoffe in Darreichungsformen überführen, sind gering, weshalb diese Anlagen nicht nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz genehmigungspflichtig sind (4. BImSchV 1999).

Das **Inverkehrbringen** von Arzneimitteln erfolgt über den Großhandel und in Falle der Humanarzneimittel weiter über Apotheken, Krankenhausapotheken und für freiverkäufliche Mittel auch über den Einzelhandel. Tierarzneimittel werden in Mischfutterwerken zu Fütterungsarzneimitteln verarbeitet oder über tierärztliche Hausapotheken abgegeben.

Erhebung von Wirkstoffmengen im Land Brandenburg

Bei der Erhebung von Wirkstoffmengen stößt man auf zwei grundsätzliche Probleme: Zum einen wird ein bestimmter **Wirkstoff** in unterschiedlichen Darreichungsformen mit mehreren Dosierungen von verschiedenen Herstellern unter einer Vielzahl von Produktnamen angeboten. Allein die Humanarzneimittel umfassen eine sehr große Anzahl von Zubereitungen, nämlich über 9.000 Präparate von fast 500 Herstellern, die etwa 2.900 Wirkstoffe enthalten. Als Tierarzneimittel sind in Deutschland derzeit etwa 600 wirksame Substanzen bekannt und ca. 200 Wirkstoffe in Form von 3.000 Präparaten zugelassen (PIETSCH, J. 1998 zitiert in: ROBAKOWSKI 2000).

Zum anderen fehlen offiziell zugängliche Angaben zu den in Verkehr gebrachten Arzneimittel-mengen. Bisher wurde von

Vorgehensweise bei der Recherche von Wirkstoffmengen im Land Brandenburg

Im Rahmen der durchgeführten Recherche konnten bisher nicht für alle Sektoren des Arzneimittelmarktes Daten erhoben werden. Dies bedeutet, dass die in dieser Untersuchung erfassten Daten zu Wirkstoffmengen als Minimaldaten anzusehen sind.

Daten, die ausschließlich den **freien Apothekenmarkt** betreffen, lagen nicht vor. Deshalb wurden für diesen Sektor die

Das letztgenannte Problem gilt auch für die **Gülle**. Daher ist die Analytik von Gülle auf Tierpharmaka ebenfalls der Untersuchung von Bodenproben vorzuziehen.

Lediglich die Zytostatika sind als besonders überwachungsbedürftiger **Abfall** (Sonderabfall) zu entsorgen. Alle anderen Arzneimittelabfälle können als Hausmüll entsorgt werden. Über die Gesamtmenge von Medikamenten im Abfall gibt es unterschiedliche Angaben. Die Schätzungen reichen von 11.000 bis 16.000 t pro Jahr (gemeint sind hier die Zubereitungen insgesamt, GLAESKE 1998a). Das Verhalten von Arzneimitteln in Deponien ist weitgehend unklar. Erste Untersuchungen von KÜMMERER (1998) haben gezeigt, dass ein aerob nicht abbaubares Zytostatikum auch in einer Modelldeponie nur zu 50 % eliminiert wurde.

Die **Anwendung** der **Humanarzneimittel** erfolgt bekanntermaßen durch die Patienten persönlich und durch den Arzt in Praxis oder Krankenhaus.

Die **Anwendung** von **Tierarzneimitteln** erfolgt auf sehr unterschiedliche Weise durch Bauer, Tierarzt oder Tierhalter. Zunächst ist es die Klientel der Tierarztpraxen, die eine individuelle Verabreichung durch den Tierhalter oder den Tierarzt erfährt. Im Bereich der gewerblichen Tierhaltung werden die Arzneimittel über das vorher in das Futter gemischte Medikament, über das Tränkwasser oder vor allem bei Rindern oder Pferden individuell in Form von Injektionen verabreicht. In Fischzuchtbetrieben werden die Arzneimittel direkt in das Gewässer eingebracht.

An dieser Stelle zeichnet sich bereits ab, dass die **Erhebung von Arzneimittel-mengen** in allen diesen Sektoren sehr schwierig und aufwendig ist. Deshalb werden nur ausgewählte wichtige Bereiche in unsere Studie einbezogen.

verschiedenen Autoren der Arzneimittelverordnungsreport ausgewertet, der die Rezepte im bundesweiten Maßstab stichprobenartig erhebt und auswertet und auf diese Weise sind dann Parameterlisten für Untersuchungsprogramme entstanden (TERNES 1999).

Dem Arzneimittelverordnungsreport kann allerdings nicht entnommen werden, ob es regionale Unterschiede, insbesondere zwischen den alten und neuen Bundesländern aber auch zwischen dicht und dünn besiedelten Ländern gibt. Die Anteile der Krankenhäuser an den Arzneimittelverabreichungen werden durch den Arzneimittelverordnungsreport generell nicht erfasst.

Angaben von (GLAESKE 1998b) für den gesamten nicht klinischen Apothekenmarkt im Jahr 1997 betrachtet, die bis auf zwei Ausnahmen frei verkäufliche Wirkstoffe betreffen. Für den Sektor der **verordnungspflichtigen Arzneimittel** wurden von einer gesetzlichen Krankenkasse mit großem Versichertenanteil (55 %) Daten zu den im Jahr 1999 am häufigsten verordneten Arzneimitteln im Land Brandenburg (100 Daten-

sätze) zur Verfügung gestellt. **Krankenhausapotheken** sind die zentrale Versorgungsstelle für den Klinikbereich. Für diesen Sektor liegen von einem Brandenburger Schwerpunkt-Krankenhaus Angaben zu sämtlichen im Jahr 1999 ausgegebenen Präparaten vor und diese werden momentan exemplarisch für die fünf großen Brandenburger Kliniken in Neuruppin, Schwedt/Oder, Potsdam, Frankfurt (Oder) und Cottbus ausgewertet.

Fütterungsarzneimittel werden in Mischfutterwerken anhand eines tierärztlichen Herstellungsauftrages in das Futter eingemischt. Diese Herstellungsaufträge werden von den Veterinär- und Lebensmittelüberwachungsämtern behördlich überwacht und konnten daher durch das Landesumweltamt ausgewertet werden. Für die übrigen Sektoren der gewerblichen und individuellen Tierhaltung liegen bisher keine Daten vor.

Ergebnisse der Recherche von Humanarzneimitteln

Die Daten von (GLAESKE 1998b) betreffen verkaufte Arzneimittelpackungen. Da die Packungen unterschiedliche Tablettenmengen und Dosierungen enthalten, ließ sich lediglich ein Wirkstoffmengenbereich abschätzen. Dazu wurde die Annahme getroffen, dass die Medikamente zur Therapie chronischer Krankheiten vorwiegend in größeren Packungen abgegeben werden (N2, N3) und Medikamente für akute Krankheiten in kleineren Packungsgrößen (N1, N2). Mit diesen Packungsgrößen wurde mittels verschiedener Dosierungen (ROTE LISTE 1999) ein Bereich zwischen der minimalen und der maximalen Wirkstoffmenge pro Packung errechnet. Zur besseren Anschaulichkeit wurde anschließend der Mittelwert gebildet und über den Anteil der Einwohner im Land Brandenburg an der Gesamtbevölkerung der Bundesrepublik eine Pro-Kopf-Umrechnung vorgenommen (Tab. 1).

Die Daten der brandenburgischen Krankenkasse zu den häufigsten Arzneimittelverordnungen betrafen ebenfalls Packungen und mussten, wie bereits für den allgemeinen Apothekenmarkt skizziert, in Wirkstoffmengenbereiche umgerechnet und vom

Versichertenanteil auf alle Versicherten im Land Brandenburg hochgerechnet werden. Die Wirkstoffe, die in Mengen von mehr als 500 kg/a abgegeben wurden, sind in Tabelle 2 aufgeführt.

In Abbildung 1 sind die Ergebnisse dieser Auswertung graphisch dargestellt. In dem Mengenbereich über einer Tonne pro Jahr im Land Brandenburg finden sich neben den erwarteten Schmerz- oder Rheumamitteln, Hustenmitteln, Kreislauf- und Durchblutungsmitteln auch das orale Antidiabetikum Metforminhydrochlorid und das Gichtmittel Allopurinol.

Krankenhausapotheken weisen ein deutlich anderes Wirkstoffspektrum auf als der ambulante Apo-thekenmarkt. Hier findet man besondere Stoffgruppen, wie Narkosemittel, Röntgenkontrastmittel und Desinfektionsmittel aber auch Zytostatika für die Tumorthherapie.

Die Auswertung dieser sehr umfangreichen Datenmengen ist bisher noch nicht abgeschlossen.

Wirkstoff	Indikation	Mittelwert bundesweit verkaufte Wirkstoffmenge 1997 in kg	Anteil für das Land Brandenburg in kg
Acetylsalicylsäure	Schmerzen	750.625,0	24.020,0
Acetylcystein	Husten	324.800,0	10.393,0
Paracetamol	Schmerzen	197.000,0	6.304,0
Diclofenac-Na *	Rheuma	38.750,0	1.240,0
Magnesium	Mineralersatz	35.271,0	1.128,0
Ibuprofen	Rheuma	20.800,0	665,0
Ambroxol-HCl	Husten	8.437,0	270,0
Dexpanthenol	Wundheilung	1.935,0	62,0
Xylomethazolin	Schnupfen	276,0	8,8
Levothyroxin-Na *	Schilddrüsenhormon	9,9	0,3

Wirkstoff	Indikation
Metformin-HCl	Antidiabetika
Acarbose	
Metamizol-Natrium	Schmerzmittel
Acetylsalicylsäure	
Paracetamol	Hustenmittel
Acetylcystein	
Theophyllin	Asthmamittel
Metoprololtartrat	Betarezeptorenblocker
Propranolol-HCl	
Furosemid	Diuretika
Torsemid	
Verapamil-HCl	Calciumkanalblocker
Pentoxifyllin	Durchblutungsmittel
Naftidrofurylhydrogenoxalat	
Diclofenac	Rheumamittel
Pentaerythrittetranitrat	Koronarmittel
Isosorbiddinitrat	
Allopurinol	Gichtmittel
Roxithromycin	Antibiotikum

Tab. 1: Bundesweit 1997 meistverkaufte Präparate [GLAESKE 1998b], umgerechnet in Wirkstoffmengen und Pro-Kopf-Umrechnung für das Land Brandenburg
* rezeptpflichtige Wirkstoffe

Tab. 2: Mengenmäßig wichtige verordnete Wirkstoffe im verordneten Apothekenmarkt in Brandenburg 1999 (abgeschätzt aus Daten einer Krankenkasse)

Wirkstoff	Indikation	Sektor	Wirkstoffmenge gesamt in kg
Acetylsalicylsäure ^{LS2H}	Schmerzen	FA, VA	1.221
Metformin-HCl	Antidiabetikum	VA	336
Paracetamol ^{LS2H}	Schmerzen	FA, VA	350
Metamizol-Na ^{LS2H}	Schmerzen	VA	193
Acetylcystein ^{LS2H}	Husten	FA, VA	188
Theophyllin ^{LS2H}	Asthma	VA	124
Metoprololtartrat	Betarezeptorenblocker	VA	113
Diclofenac-Na ^{LS2H}	Rheuma	VA	108
Furosemid ^{LS2H}	Diuretikum	VA	97
Verapamil-HCl ^{LS2H}	Calciumkanalblocker	VA	89
Pentoxifylin ^{LS2H}	Durchblutung	VA	87
Pentaerythrityltetranitrat ^{LS2H}	Koronarmittel	VA	80
Allopurinol ^{LS2H}	Gicht	VA	74
Acarbose	Antidiabetikum	VA	40
Nafidrofurylhydrogenoxalat	Durchblutung	VA	39
Torasemid	Diuretikum	VA	37
Ibuprofen	Schmerzen	FA	30
Propranolol-HCl ^{LS2H}	Betarezeptorenblocker	VA	24
Isosorbiddinitrat	Koronarmittel	VA	24

Tab. 3: Arzneimittelwirkstoffmengen im Einzugsbereich des Klärwerkes einer brandenburgischen Großstadt 1999
 FA... Freier Apothekenmarkt
 VA... Verordneter Apothekenmarkt
 DDR... im ARZNEIMITTELVERZEICHNIS DER DDR 1988
 zugelassen

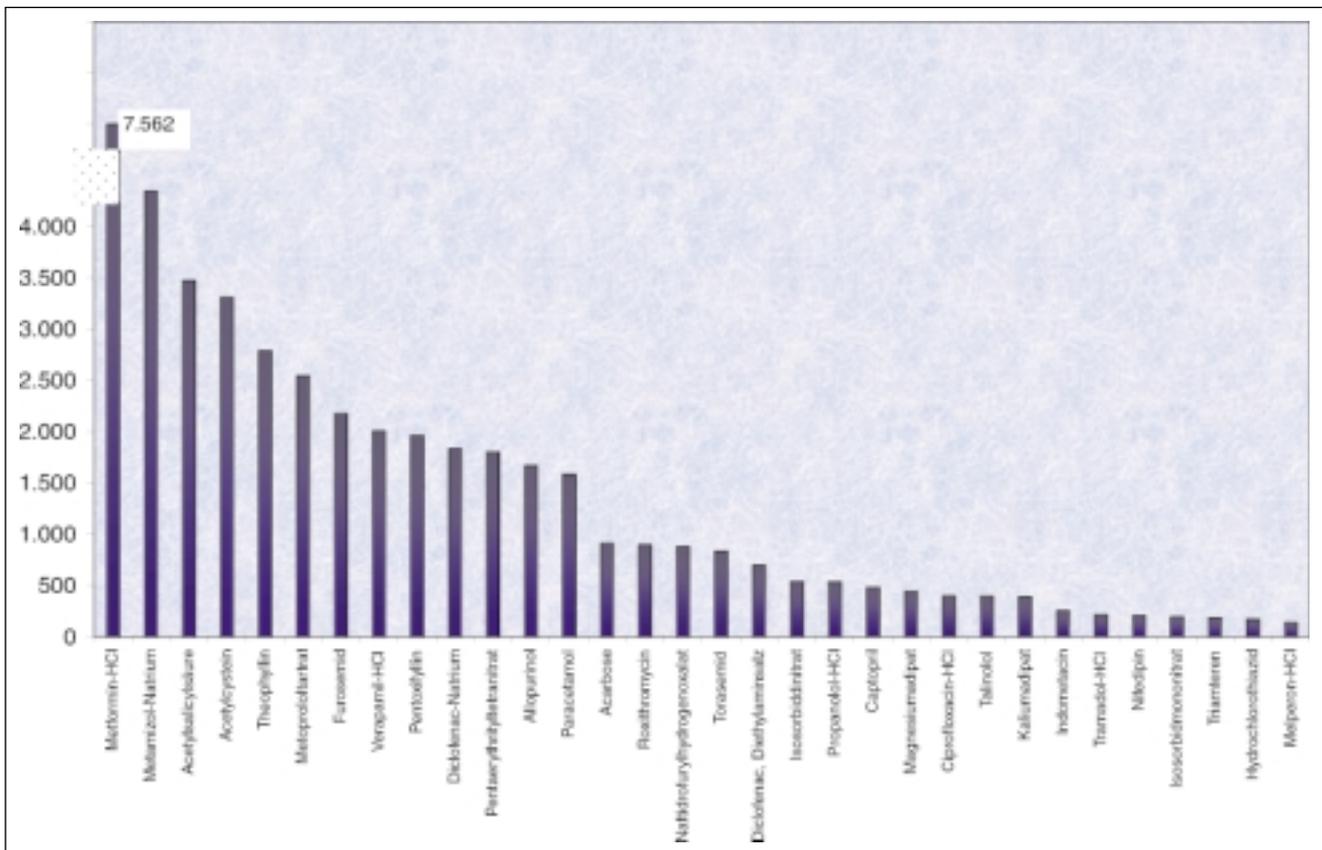


Abb. 1: Wirkstoffmengen [kg] im verordneten Apothekenmarkt in Brandenburg 1999

Exemplarische Abschätzung des Arzneimittelverbrauchs im Einzugsbereich der Kläranlage einer brandenburgischen Großstadt

Am Anfang einer Risikoabschätzung für Umweltschadstoffe steht die Feststellung einer Exposition von Schutzgütern, im vorliegenden Fall der **Umweltmedien Wasser und Boden**. Da die Klinikdaten für ein einzelnes Krankenhaus vorliegen, ist vorgesehen, den Arzneimittelverbrauch im Einzugsbereich des entsprechenden Klärwerkes zu betrachten. Diese exemplarische Betrachtung eines Klärwerkes gestattet es, die Wirkstoffmengen aus den verschiedenen Sektoren (freiverkäufliche, rezeptpflichtige und im Krankenhaus verabreichte Mittel) im richtigen Verhältnis zueinander zu diskutieren.

Dazu wurden die Daten für den freien und verordneten Apothekenmarkt über eine Pro-Kopf-Umrechnung vom Land

Brandenburg insgesamt auf den Einzugsbereich der Kläranlage umgerechnet (Tab. 3). Die Wirkstoffmengen für das Krankenhaus werden nach Abschluss der Datenauswertung ergänzt.

Ob die als mengenrelevant erkannten Wirkstoffe als Parameter für ein **Umweltmonitoring** geeignet sind, kann nicht abschließend beantwortet werden, ohne deren **Umweltverhalten und Wirkungen auf Nichtzielorganismen** zu recherchieren. Einige der mengenrelevanten Wirkstoffe wurden aber bereits in umweltanalytischen Untersuchungen in der Umwelt nachgewiesen und können deshalb ohne weitere Untersuchungen für ein Monitoring in Brandenburg empfohlen werden. Andererseits sind Arzneimittelbefunde von Wirkstoffen bekannt

geworden, die nach bisherigem Kenntnisstand derzeit in Brandenburg nicht in großen Mengen verabreicht werden.

Das betrifft beispielsweise die als **Lipidsenker** verwendeten Fibrate. Sie sind in der Verordnung seit Jahren rückläufig und derzeit in Brandenburg nicht relevant. Die Clofibrinsäure ist bei hohem Berliner Abwasseranteil bedeutsam.

Die bereits in Klärwerksab- und -zuläufen nachgewiesenen **Antiepileptika** Carbamazepin (TERNES ET AL. 1999) und Primidon (FUHRMANN 1999) haben sich bisher in der Wirkstoffmengenrecherche nicht als mengenrelevant erwiesen. Da der Wirkstoff Primidon in den Berliner Klärwerken nachgewiesen wurde, ist dieser Parameter in den Fließgewässern mit hohem Berliner Abwasseranteil zu berücksichtigen. Das gilt auch für den Schmerzmittelwirkstoff Propyphenazon.

Das Prostatamittel β -Sitosterol, das im Klärwerksablauf gefunden wurde (TERNES 1998), ist ein **Phytohormon**. Davon sind in der täglichen Nahrung drei bis zehn Tagesdosen enthalten (ARZNEIMITTELKURSBUCH 1999/2000). Wenn dieser Wirkstoff in einem Monitoringprogramm berücksichtigt wird, können die Messbefunde nicht eindeutig auf die medikamentöse Einnahme zurückgeführt werden.

Die **Desinfektionsmittel** und jodhaltigen **Röntgenkontrastmittel** lassen sich schwer beurteilen, da die Anwender häufig einem bestimmten Präparat den Vorzug geben, das dann im Abwasser dominiert, aber für verschiedene Klärwerke ganz unterschiedlich sein kann (TERNES ET AL. 1999). Der Sektor der niedergelassenen Ärzte, der hier mit Sicherheit eine bedeutende Rolle spielt, konnte bisher noch nicht berücksichtigt werden.

Chemisch sehr stabile Stoffe mit einem besonderen Wirkungspotential können auch bei geringen Eintragungsmengen ökotoxikologisch kritisch sein. Das betrifft z.B. das Sexualhormon Ethinylestradiol, für das bereits im Konzentrationsbereich von einigen Nanogramm pro Liter Wirkungen auf Nichtzielorganismen, wie die unphysiologische Vitellogeninsynthese durch Ethinylestradiol bei Goldorfen (ALLNER ET AL. 1998), vermutet werden. Trotz geringer Eintragungsmengen von geschätzten 1–2 kg pro Jahr im Land Brandenburg wurde dieser **Pillenwirkstoff** in einer brandenburgischen Kläranlage in Mengen

Tab. 4: Wichtige Arzneimittelwirkstoffe für eine analytische Erfassung in Brandenburg
* ...relevant für Fließgewässer mit hohem Berliner Abwasseranteil

Arzneimittelwirkstoff	Relevante Mengen im Land Brandenburg 1999
Acetylsalicylsäure	Ja
Paracetamol	Ja
Naproxen*	?
Propyphenazon *	?
Diclofenac	Ja
Ibuprofen	Ja
Propranolol	Ja
Metoprolol	Ja
Roxithromycin	Ja
Pentoxifyllin	Ja
Primidon *	?
Clofibrinsäure*	?
Ethinylestradiol	Gering

von einigen Mikrogramm pro Kilogramm Klärschlamm nachgewiesen (HEGEMANN & BUSCH 2000). Zusammenfassend können bereits beim jetzigen Kenntnisstand die in Tabelle 4 aufgeführten Wirkstoffe als wichtige Analyten benannt werden.

Für **Klärschlämme** und **Böden** gelten vorbehaltlich weiterer Erkenntnisse zum Umweltverhalten die gleichen Wirkstoffparameter, wobei aber zu beachten ist, dass bei der Aufbringung von Klärschlamm auf Böden nachfolgend eine erhebliche Verdünnung eintritt. Deshalb sollte sich die Analytik aktuell eingetragener Stoffe vorrangig dem Klärschlamm selbst widmen.

Beim Kompartiment Boden ist vorrangig an frühere Einträge zu denken, die sich angereichert haben können. Das Wirkungsspektrum ist dann eher vergleichbar mit dem von Sedimenten und Grundwasser.

Die Wirkstoffparameter in **Sedimenten** und im **Grundwasser** unterscheiden sich teilweise von denen in Fließgewässern und Klärschlämmen. Es gilt hier auch die Wirkstoffe zu finden, die bereits vor vielen Jahren in die Umwelt gelangt sind. Zu diesem Zweck wurde das ARZNEIMITTELVERZEICHNIS DER DDR(1988) herangezogen und geprüft, welche der heute in großen Mengen verordneten Wirkstoffe bereits damals zugelassen waren. Diese Wirkstoffe sind in der Tabelle 3 durch das Symbol **DDR** gekennzeichnet. Die Clofibrinsäure wird in Fachkreisen als Leitsubstanz für die Humanarzneimittelwirkstoffe favorisiert, nicht zuletzt, weil sie analytisch relativ einfach in Pestizidmessprogrammen eingebunden werden kann. Da diese Substanz bereits in der DDR zugelassen war, ist sie für das Grundwasser und für Sedimente im Land Brandenburg ein geeigneter Untersuchungsparameter.

Ergebnisse der Recherche von Tierarzneimitteln

Im Land Brandenburg existieren 18 Veterinär- und Lebensmittelüberwachungsämter (VLÜA), die für die Überwachung der tierärztlichen Herstellungsaufträge zuständig sind. Es wurden für den Erhebungszeitraum von Juli 98 bis Juni 99 rund 1.000 Herstellungsaufträge ausgewertet. In den VLÜA Brandenburg, Cottbus, Frankfurt (Oder) und Potsdam sind im Erhebungszeitraum keine Herstellungsaufträge eingegangen. Die meisten Herstellungsaufträge, nämlich 84,76 % wurden für die Tierart Schwein ausgestellt, gefolgt von den Rindern mit 12,35 % und 2,89 % der Herstellungsaufträge betrafen Geflügel (Tab. 5). Obwohl die Herstellungsaufträge um den Faktor 6 häufiger die Rinder betreffen als das Geflügel, liegen sie in der Wirkstoffmenge darunter, was darauf hinweist, dass in den Geflügelbeständen pro Verordnung mehr Wirkstoff verschrieben wird.

Tab. 5: Vergleich der Anzahl der Herstellungsaufträge mit der Wirkstoffmenge für verschiedene Tierarten im Land Brandenburg 07/98 bis 06/99

Tierart	Anzahl Herstellungsaufträge in %	Wirkstoffmenge in %
Schwein	84,76	94,16
Rind	12,35	2,07
Geflügel	2,89	3,78

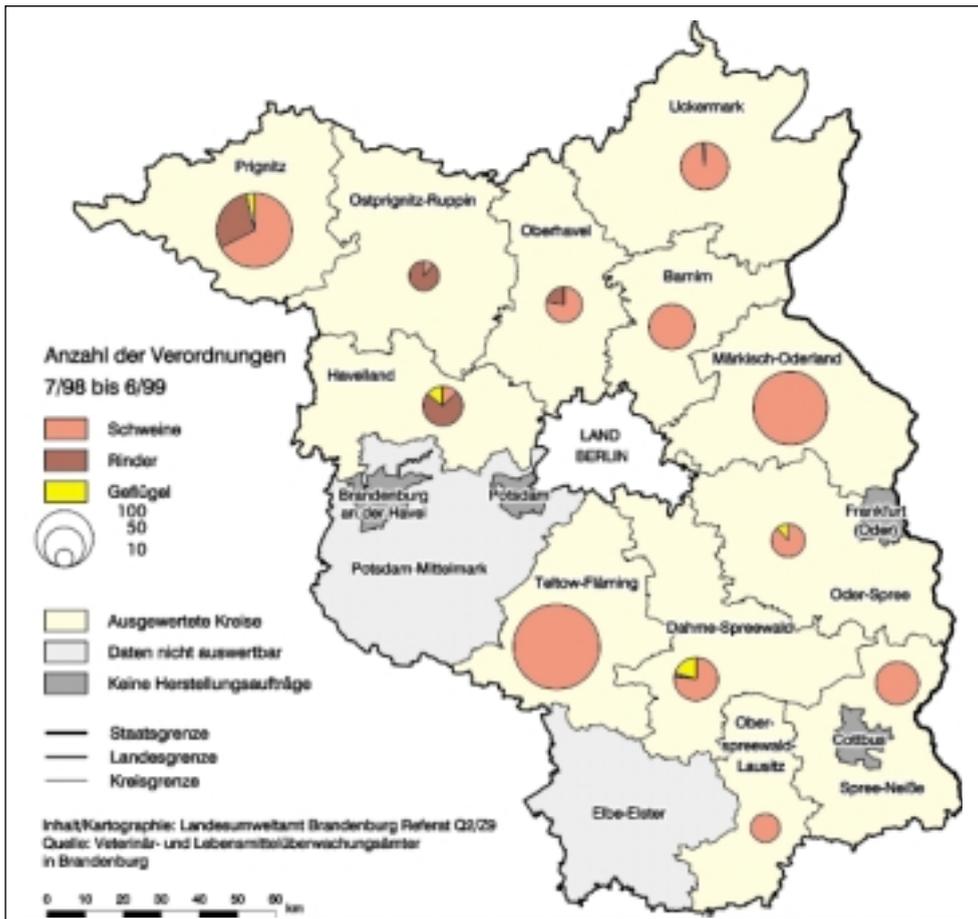


Abb. 2: Fütterungsarzneimittel – Herstellungsaufträge für verschiedene Tierarten im Land Brandenburg

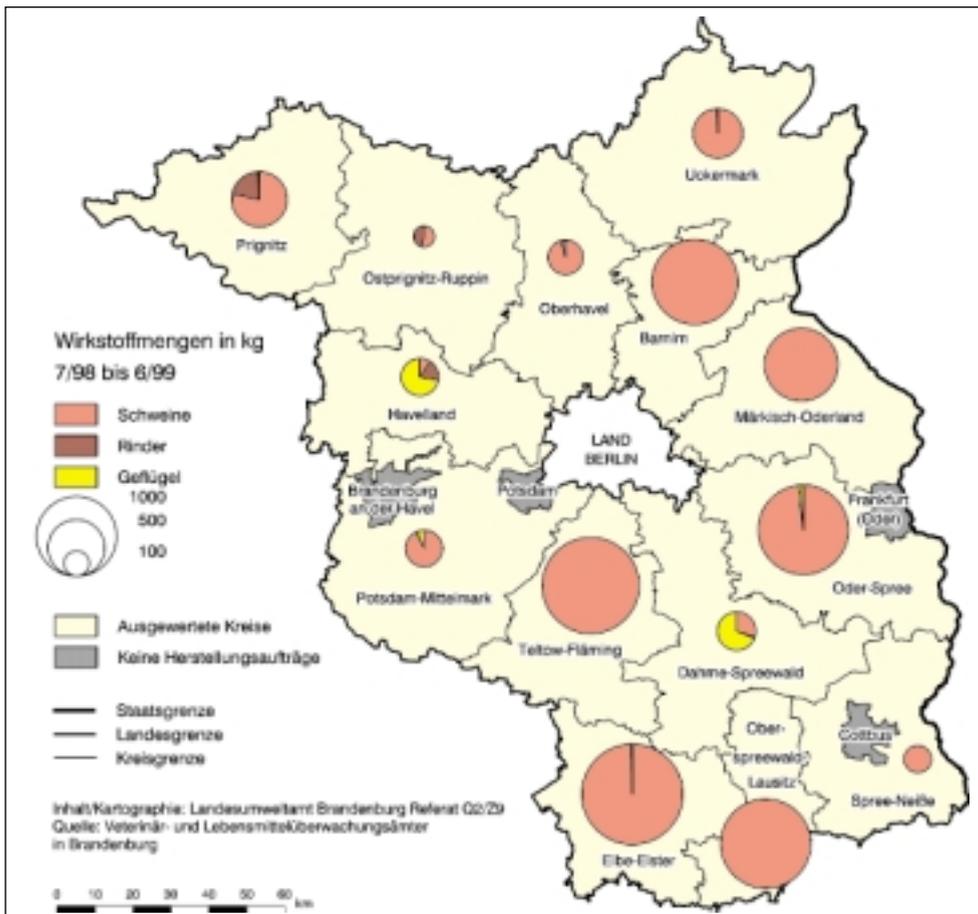


Abb. 3: Fütterungsarzneimittelwirkstoffe für verschiedene Tierarten im Land Brandenburg

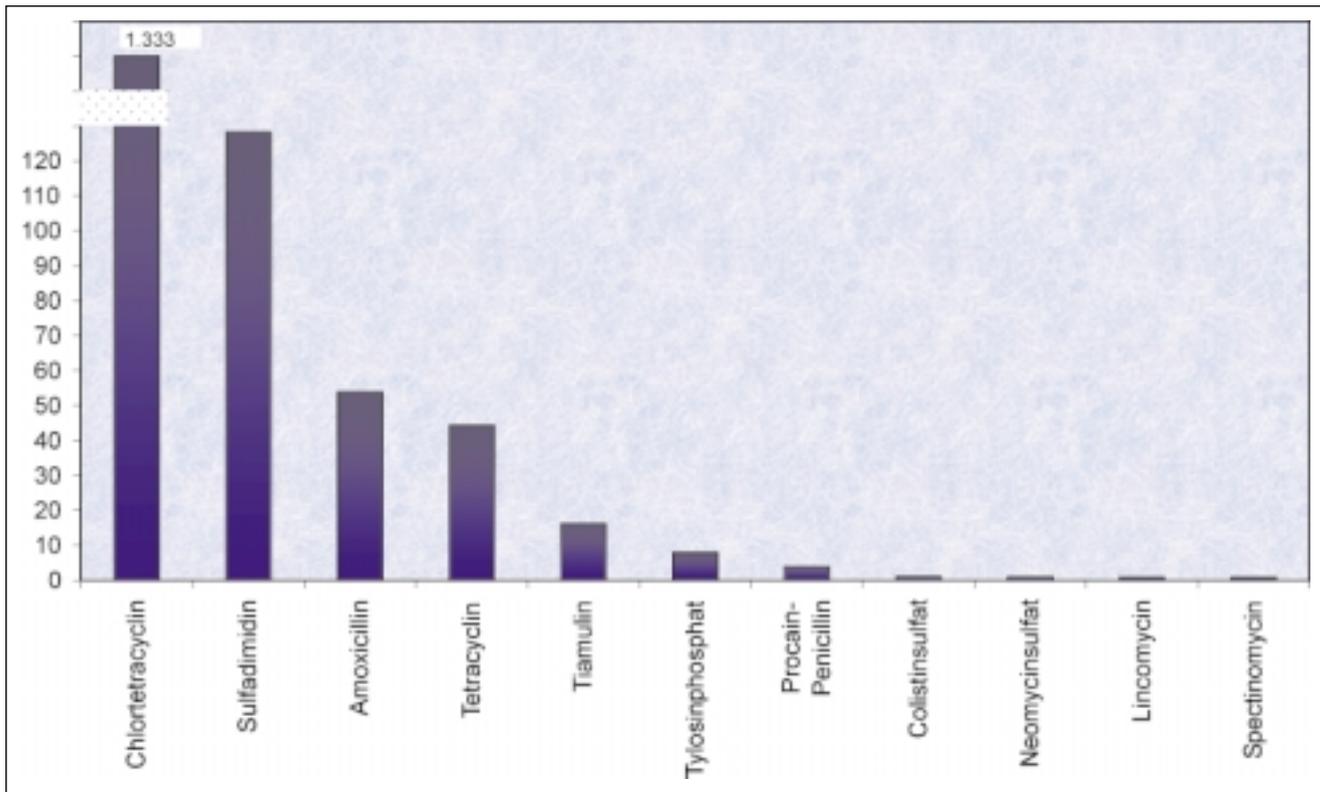


Abb. 4: Tierarzneimittelwirkstoffmengen [kg] im Kreis Elbe-Elster 07/98 – 06/99

Aus Abbildung 2 geht hervor, dass die Häufigkeit der Verschreibungen lokal sehr verschieden ist. Das ist darauf zurückzuführen, dass die Anzahl und die Art der gehaltenen Tiere unterschiedlich ist, die Verschreibungsgewohnheiten der Tierärzte unterschiedlich sind oder die Medikamente auf andere Weise verabreicht wurden (z.B. Injektionen, Zusätze in den Tränken) und daher nicht erfasst wurden.

Im Erhebungszeitraum von einem Jahr sind in Brandenburg etwa 9,5 t Fütterungsarzneimittel verordnet worden und die großen lokalen Unterschiede in der Wirkstoffmengenverteilung im Land Brandenburg können Abbildung 3 entnommen werden. In dieser Darstellung lassen sich Schwerpunkte für eventuelle Probenahmegebiete erkennen.

Fast 9 t der Wirkstoffe wurden beim Schwein, rund 200 kg bei den Rindern und etwa 360 kg beim Geflügel eingesetzt. Die Schweinebestände dominieren also hinsichtlich der Wirkstoffmenge ganz klar.

Von den verordneten 9,5 t Tierarzneimittelwirkstoffen entfallen allein 6,6 t auf die Antibiotika, das sind rund 70 % der Gesamtmenge aller Wirkstoffe. 2,7 t, also knapp 30 %, entfallen auf den Futtermittelzusatzstoff Zinkoxid und die anderen

Zusammenfassung

Die vorgelegten Daten der durchgeführten Arzneimittelwirkstoffrecherche für das Land Brandenburg zeigen, dass sowohl für den Human- als auch den Tierarzneimittelsektor eine umfangreiche Anzahl mengenrelevanter Wirkstoffe benannt werden kann. Deren Umweltverhalten und ökotoxikologisches

Mittel sind mit 0,64 % mengenmäßig absolut nachrangig. In der Gruppe der Antibiotika dominieren die Tetracykline mit 3,3 t Chlortetracyclin (50 %) und 1,2 t Tetracyclin (18,2 %).

Es liegen Hinweise von KAISER et al. 1998 vor, dass Pferde 2–3 mal im Jahr einer Wurmbehandlung mit dem Wirkstoff Abamectin unterzogen werden. Eine Umrechnung auf den brandenburgischen Pferdebestand ergibt eine jährliche zusätzliche Menge von ca. 110 bis 160 kg Abamectin. Abamectin hat aufgrund seiner starken Wirkung auf Bodenorganismen ein besonders hohes ökotoxikologisches Gefährdungspotenzial.

Am Beispiel des Kreises Elbe-Elster in Abbildung 4 wird deutlich, dass anhand der Herstellungsaufträge nicht nur die gesamte Wirkstoffmenge ermittelt werden kann, sondern dass jetzt für den Erhebungszeitraum kreisbezogen einzelne relevante Wirkstoffe benannt werden können. In den Veterinär- und Lebensmittelüberwachungsämtern könnten diese Wirkstoffe den Tierbeständen zugeordnet und von dieser Seite her in Zusammenarbeit mit den unteren Landwirtschaftsbehörden dem Verbleib von Gülle und Mist nachgegangen werden.

Wirkungspotenzial werden Gegenstand weiterer Untersuchungen im Landesumweltamt Brandenburg sein, um mittelfristig eine gut begründete Stoffliste für Wirkstoffanalysen in verschiedenen Umweltkompartimenten aufstellen zu können.

Quellen

- ALLNER, B. ET AL. (1998): „Wirkungen umweltrelevanter synthetischer Östrogene auf Fische“, in: Arzneimittel in Gewässern, Risiko für Mensch, Tier und Umwelt? – Fachtagung am 4. Juni 1998 in Wiesbaden, Hrsg.: Hessische Landesanstalt für Umwelt ARZNEIMITTELKURSBUCH 99/2000, Hrsg.: Arzneimittel-Verlags-GmbH, Berlin, S.833
- ARZNEIMITTELVERZEICHNIS DER DDR, Ausgabe 1988, Teil 1, Hrsg.:GERECKE, K., Institut für Arzneimittelwesen der DDR, Verlag Volk und Gesundheit Berlin 1988
4. BImSchV (1999): Verordnung über genehmigungsbedürftige Anlagen, Vierte Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (4. BImSchV) in der Fassung der Bekanntmachung vom 14. März 1997, (BGBl. I Nr. 17 vom 20.03.1997, S. 504) zuletzt geändert am 23. Februar 1999 durch Artikel 3 der Verordnung zur Änderung der Siebzehnten, der Neunten und der Vierten Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (BGBl. I Nr. 8 vom 26.02.1999, S. 186)
- FUHRMANN, B. (1999): Vergleichende Untersuchung von Oberflächenwässern in Athen und Berlin auf Arzneimittelrückstände aus kommunalen Kläranlagen, Diplomarbeit, Technische Universität Berlin
- GLAESKE, G. (1998a): „Konsequenzen unter Berücksichtigung des Arzneimittelverbrauchs“, in: Arzneimittel in Gewässern, Risiko für Mensch, Tier und Umwelt? – Fachtagung am 4. Juni 1998 in Wiesbaden, Hrsg.: Hessische Landesanstalt für Umwelt
- GLAESKE, G. (1998b): Psychotrope und andere Arzneimittel mit Mißbrauchs- und Abhängigkeitspotential, in: Jahrbuch Sucht '99, Hrsg.: Deutsche Hauptstelle gegen die Suchtgefahren, Hamm, 1998
- HEGEMANN, W.; K. BUSCH (2000): Untersuchungen zum Abbau endokrin wirksamer Substanzen in Kläranlagen. In: Schriftenreihe Wasserforschung, Band 6: Chemische Stressfaktoren in aquatischen Systemen. Wasserforschung e.V. Berlin. 199–208
- KAISER, T. ET AL. (1998): Einträge von Stoffen in Böden – eine Abschätzung des Gefährdungspotentials, Logos Verlag Berlin 1998, S. 199
- KUMMERER, K. (1998): „Vorkommen von Arzneimitteln in der Umwelt – was ist zu tun?“, in: Arzneimittel in Gewässern, Risiko für Mensch, Tier und Umwelt? – Fachtagung am 4. Juni in Wiesbaden, Hrsg.: Hessische Landesanstalt für Umwelt
- ROBAKOWSKI, H. (2000): Arzneimittelrückstände und endokrin wirkende Stoffe in der aquatischen Umwelt, Literaturrecherche, Hrsg.: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe
- ROSCHKE, M. (2000): Bericht zur Klärschlammverwertung im Land Brandenburg im Zeitraum von 1993 bis 1997, Hrsg. Landesamt für Ernährung, Landwirtschaft und Flurneuordnung, 03.04.2000
- ROTE LISTE® 1999, Arzneimittelverzeichnis des Bundesverbandes der pharmazeutischen Industrie e.V., des Verbandes Forschender Arzneimittelhersteller e.V., des Bundesfachverbandes der Arzneimittelhersteller e.V. und des Verbandes aktiver Pharmaunternehmen e.V.
- TERNES (1998): „Arzneimittelrückstände in Gewässern und Kläranlagen“, in: Arzneimittel in Gewässern, Risiko für Mensch, Tier und Umwelt? – Fachtagung am 4. Juni in Wiesbaden, Hrsg.: Hessische Landesanstalt für Umwelt
- TERNES ET AL. (1999): Nachweis und Screening von Arzneimittelrückständen, Diagnostika und Antiseptika in der aquatischen Umwelt, Abschlussbericht des ESWE-Institutes für Wasserforschung und Wassertechnologie GmbH zum Forschungsvorhaben 02WU9567/3 des BMBF, März 1999

*Dr. Bettina Abbas, Agr.-Ing. Irina Linke, PD Dr. Werner Kratz
Landesumweltamt Brandenburg
Abteilung Ökologie und Umweltanalytik
Referat Wirkungsfragen und Umwelttoxikologie, Dienort Frankfurt (Oder)
Müllroser Chaussee 50
15236 Frankfurt (Oder)
e-mail: Bettina.Abbas@lua.brandenburg.de*

Vorläufige Ergebnisse zu Auswirkungen von Antibiotika und endokrinen Umweltchemikalien auf bodenbiologische Eigenschaften

Christoph Emmerling und Charlotte Pfeiffer, Universität Trier

Exposé

Die intensive Tierproduktion ist durch einen verstärkten Einsatz von Leistungsförderern gekennzeichnet. Dies können sowohl Ergotropika (Antibiotika), als auch Androgene (Anabolika) sein, die v.a. zur schnelleren Gewichtszunahme bei relativ geringem Futtermittelverzehr und aus therapeutischen Gesichtspunkten eingesetzt werden.

Weiterhin werden in verstärktem Maße Antiparasitika eingesetzt, da Masttiere immer anfälliger gegenüber Krankheiten und parasitärem Befall werden.

Aus Literaturrecherchen ist bekannt, dass ein hoher Prozentsatz (40-60 %) der applizierten Leistungsförderer unverändert wieder ausgeschieden werden und somit als Gülle in die Böden gelangen können. Da die Antiparasitika äußerlich angewendet werden, ist auch hier mit einer Verlagerung in den Boden über die Gülleausbringung zu rechnen.

Mit einer Ausbringung von Klärschlamm können weitere synthetische Stoffe in den Boden gelangen, wie z.B. Tenside (Nonylphenol).