

NN31050.95-17D

stowa

**Untersuchung
der Umweltgefährdung von
Polyelektrolyten in Kläranlagen**



95-17

stowa

Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer

Arthur van Schendelstraat 816
Postbus 8090, 3503 RB Utrecht
Telefoon 030 - 232 11 99 of 234 07 57

BIBLIOTHEEK
STARINGGEBOUW

Untersuchung der Umweltgefährdung von Polyelektrolyten in Kläranlagen



95-17

CENTRALE LANDBOECATALOGUS



0000 0922 0217

13 SEP. 1996

INHALT

Blz.

	ZUR EINFÜHRUNG	
	ZUSAMMENFASSUNG	
1	EINLEITUNG	1
2	ARBEITSWEISE	3
2.1	Allgemeines	3
2.2	Hintergrundinformationen	3
2.3	Auswahl von Polyelektrolyten	4
2.4	Risikoanalyse	4
3	ERGEBNISSE	8
3.1	Hintergrundinformationen	8
3.1.1	Anwendung von Polyelektrolyten in Kläranlagen	8
3.1.2	Zusammensetzung von Polyelektrolyten	10
3.1.3	Physikalisches und chemisches Verhalten in Wasser und die Verteilung auf Wasser und Schlamm	12
3.1.4	Messungen im Effluent und/oder in der Umwelt	14
3.1.5	(Bio)Degradierung und Bioakkumulation	14
3.1.6	Verdünnung im Oberflächenwasser	15
3.1.7	Toxizität von Polyelektrolyten für aquatische Organismen	16
3.1.8	Toxizität von Nebenprodukten für aquatische Organismen	20
3.1.9	ARBO ¹ -Aspekte bei der Anwendung	21
3.1.10	Gesetzgebung bezüglich Polyelektrolyte	22
3.2	Risikoanalyse	22
3.2.1	Risikoanalyse für kationische Polyelektrolyte	23
3.2.2	Risikoanalyse für zwei Nebenprodukte	24
4	DISKUSSION	27
4.1	Umweltgefährdung	27
4.2	Anmerkungen zur Berechnung der PEC	27
4.3	Anmerkungen zur Ableitung der NEC	28
4.4	Anmerkungen zur Risikoanalyse der Nebenprodukte	29
4.5	ARBO-Aspekte bei der Anwendung	29
5	SCHLUSSFOLGERUNGEN	30
6	LITERATURANGABEN	31

¹ ARBO = Allgemeines Reglement über die Verhältnisse am Arbeitsplatz.

ANLAGEN

- 1 Berechnung der Polyelektrolyt-Konzentrationen im Influent
- 2 Übersicht über Toxizitätsdaten verschiedener Polyelektrolyte aus der Literatur
- 3 Adsorption und Hydrolyse von Polyelektrolyten
- 4 Gesundheitseffekte von Nebenprodukten

ZUR EINFÜHRUNG

In den Niederlanden werden Polyelektrolyten an verschiedenen Stellen im Abwasserklärprozess eingesetzt.

Vor allem bei der Entwässerung von Klärschlamm werden in zunehmendem Masse elektrolyten eingesetzt zur Erhöhung des Trockenstoffprozentsatzes. In beschränktem Masse werden Polyelektrolyten in der Vor- und Nachsedimentierung von Abwasserkläranlagen verwendet zur Verbesserung der Vorpräzipitation und zur bekämpfung von Schlammausspülung.

Die Polyelektrolyten, ihre Monomeren sind Nebenprodukten geraten im Klärschlamm, ins gereinigten Abwasser und in den Gewässer. Im ausland wurde wiederholt den Wunsch nach Erforschung der eventuelle negativen Umwelteffekte der Polyelektrolyten und ihre Nebenprodukte geäussert.

Das jetzt vorliegende Abschlussbericht umfasst die Erforschung nach möglicher Umwelbelastung durch Polyelektrolyten bei der Anwendung auf kläranlagen in den Niederlanden herrschende verhältnissen.

Risikoanalysen auf Basis der Anwendung, die Eigenschaften und Toxizität der Polyelektrolyten und ihr Schicksal in Oberflächenwasser, resultierend in den Begriffe "predicted environmental concentration PEC" und "no effect concentration NEC", weisen auf ein nicht vorhandenes Risiko hin. Hingegen unter bestimmte, doch vermeidbare Umstände ("worst case") ist die Schlussfolgerung dass für die Nebenprodukte ein erhöhtes Risiko festgestellt werden kann.

BKH Adviesbureau in Delft erhielt vom Vorstand der STOWA den Auftrag für die Studie (die Mitglieder der Studiengruppe waren: J. Blok, Frau C.P. Groshart, Frau A.L.M. Rutten und Frau E.G. Wypkema).

In Auftrag der STOWA wurde das Studienprojekt von einen kommission begleitet deren Mitglieder waren: A.W.A. de Man, R. Kampf, G.B.J. Rijs und P.C. Stamperius.

Vielen Nützlichen und wichtigen Daten von internationalen Hersteller wurden zugänglich gemacht durch J.S.M. Ouwerkerk von Cytec Industries B.V.; Die STOWA ist ihm dafür viel Dank verpflichtet.

Utrecht, Oktober 1995

Der Geschäftsführer der STOWA

J.F. Noorthoorn van der Kruijff

ZUSAMMENFASSUNG

Diese orientierende Untersuchung wurde im Hinblick auf eine mögliche Umweltgefährdung durch Polyelektrolyten, die in Kläranlagen zum Einsatz kommen, durchgeführt. Zu diesem Zweck wurden die Anwendung, die Eigenschaften und die Toxizität von Polyelektrolyten studiert, und wurde eine Risikoanalyse für aquatische Organismen durchgeführt. Es wurde auch eine Risikoanalyse für zwei Nebenprodukte von Polyelektrolyten erstellt.

Darüber hinaus wurden die ARBO-Aspekte, die mit der Anwendung von Polyelektrolyten in Kläranlagen verbunden sind, erläutert.

Anwendung und Eigenschaften von Polyelektrolyten

Polyelektrolyte werden von Wasserqualitätsverwaltern vor allem in der Schlammwässerung und in geringerem Maße in der Schlammverdickung, der Vorsedimentierung und der Nachsedimentierung eingesetzt. Insgesamt kommen ungefähr 1.400 Tonnen an aktiven Polyelektrolyten zur Anwendung, davon ungefähr 400 Tonnen in flüssigen und 1.000 Tonnen in festen Produkten. Die Polyelektrolyte enthalten Nebenprodukte, darunter Acrylamid, mineralische Öle und Hydroxypropionitril. Polyelektrolyte sind aufzuteilen in kationische, nonionische und anionische Typen, und zwar aufgrund der Ladung ihrer Gruppen. Die Wirkung von Polyelektrolyten beruht auf der Existenz dieser geladenen Gruppen. Insbesondere kationische Polyelektrolyte binden sich stark an Schlamm. In der Abwasserbehandlung kommen zur Zeit nur kationische Polyelektrolyte zur Anwendung. In Zukunft ist auch die Anwendung von Polyelektrolyten in der Präzipitation vorgesehen.

Toxizität von Polyelektrolyten

Die toxische Wirkung von (kationischen) Polyelektrolyten für aquatische Organismen ist pro Gruppe von Organismen unterschiedlich. Für Fische beruht die Wirkung eher auf einer mechanischen als auf einer chemischen Reaktion. Es gibt Hinweise, daß durch Adsorption von positiv geladenen Polyelektrolyten an die geladene Kiemenoberfläche der Sauerstoffaustausch beeinflußt und das Ionengleichgewicht gestört werden. Effekte auf Krustaceen sind die Folge der Bildung von aggregiertem Polyelektrolyt, wodurch die Mobilität beeinflußt wird.

Risikoanalyse

Eine gängige Methodik zur Risikoanalyse ist der Vergleich von Konzentrationen von Stoffen in einem Umweltbereich (PEC) mit Konzentrationen, bei denen gerade keine Effekte auf Organismen erwartet werden (NEC).

Bei einer ersten Einschätzung von Risiken wird meistens von einer "worst-case"-Situation und einer großen Anzahl von Hypothesen ausgegangen.

Wenn aufgrund dessen Risiken erwartet werden, kann dies einen Anlaß darstellen, weitere Untersuchungen einzuleiten, um die Hypothesen durch abgesicherte Schätzungen zu ersetzen.

Aufgrund der Daten über Anwendungsmengen von Polyelektrolyten, die Polyelektrolyt-Eigenschaften und Informationen von seiten der Hersteller wurden, mit der im Modell SIMPLETREAT angewandten Arbeitsweise, die Polyelektrolyt-Konzentrationen, die in das Oberflächenwasser gelangen, berechnet. Bei der Berechnung wurden die gängigen Dosierungen in der Vorsedimentierung, in der Schlammstraße und in der Nachsedimentierung berücksichtigt. Bei der Berechnung wurden darüber hinaus Hypothesen für Adsorption, Hydrolyse, die biologische Abbaubarkeit, die Bindung von Polyelektrolyten an Humussäuren und den Verdünnungsfaktor des aufnehmenden Oberflächenwassers vorgenommen.

Aufgrund der Toxizitätsdaten der Polyelektrolyte wurde dann eine Konzentration abgeleitet, wobei nach Exposition keine Effekte auf aquatische Organismen erwartet werden (NEC).

Dabei wurde vom toxischsten Polyelektrolyt-Typ innerhalb der Gruppe von Polyelektrolyten, die von Wasserqualitätsverwaltern eingesetzt werden, ausgegangen. Die abgeleitete NEC beruht auf einem beschränkten Datensatz und beträgt 1,2 µm/l (Tabelle a).

Ausgehend von einem Verdünnungsfaktor im aufnehmenden Oberflächenwasser von 5 beziehungsweise 32 und einer Konzentrationsverringerung infolge einer Reaktion zwischen Polyelektrolyten und Humussäure mit einem Faktor 15 werden Polyelektrolyt-Konzentrationen im Oberflächenwasser berechnet.

Die Konzentrationen (PEC) wurden für hoch- und geringbelastete Systeme berechnet und sind wiedergegeben in Tabelle a.

Aus einem Vergleich der berechneten Konzentrationen im Oberflächenwasser (PEC) mit der abgeleiteten NEC ergibt sich, daß das Verhältnis PEC/NEC in allen Fällen kleiner als 1 ist (Tabelle a). Bei einer kontinuierlichen Polyelektrolyt-Anwendung in kleinen Kläranlagen, die in kleine Gewässer einleiten, kann eine PEC/NEC >0,1 gegeben sein. Dies kann als ein geringes ökotoxikologisches Risiko interpretiert werden. Es wird empfohlen, eine Überdosierung von Polyelektrolyten in der Vor- und Nachsedimentierung zu vermeiden.

Tabelle a PEC, NEC und PEC/NEC-Verhältnis für Polyelektrolyte

Dosierstelle	PEC (µm/l)	NEC (µm/l)	PEC/NEC(-)
Vorsedimentierung	0,04 - 0,48	Dosierstelle	PEC (µm/l)
NEC (µm/l)	PEC/NEC(-)	Vorsedimentierung	0,04 - 0,48
Dosierstelle	PEC (µm/l)	NEC (µm/l)	PEC/NEC(-)

Sowohl bei der Berechnung der PEC als auch beim Ableiten der NEC wurden verschiedene Bemerkungen angebracht. Die angewandten Hypothesen und Ausgangspunkte und die von Herstellern von Polyelektrolyten beigebrachten Daten können zu einer Unter- oder einer Überschätzung des Risikos führen. Meßdaten über Konzentrationen im aufnehmenden Oberflächenwasser können die Genauigkeit der Risikochätzung vergrößern.

ARBO-Aspekte in der Anwendung

Das Risiko, das bei der Anwendung von Polyelektrolyten auftritt, hängt von der Form, in der die Polyelektrolyte benutzt werden (flüssig, kornförmig, Puder, Pellets) und der Dosiertechnik ab. Eine Exposition an flüssige Polyelektrolyte kann Reizungen von Haut und Augen verursachen, kommt aber selten vor. Exposition an puderförmige Polyelektrolyte kommt regelmäßig beim Öffnen und beim Austausch von Verpackungen und bei der Störungsbeseitigung an der Dosieranlage vor. Dies verursacht keine Reizung infolge einer chemischen Reaktion. Es kann aber zu einer (mechanischen) Reizung der Atemwege durch Staub kommen. Bei Anwendung von kornförmigen Produkten und Pellets ist die Exposition gering. Das Nebenprodukt Acrylamid und möglicherweise auch einige der anderen Nebenprodukte können ein Risiko bei der Anwendung von Polyelektrolyten beinhalten, da sie für den Menschen möglicherweise krebserregend sind. Die Expositionsrisiken können durch die Anwendung geschlossener Dosieranlagen und durch die Benutzung flüssiger oder kornförmiger Polyelektrolyte oder Pellets verringert werden. Die Benutzung von Handschuhen, Sicherheitsbrille und (Staub)Maske während des Öffnens und des Austauschs von Verpackungen und während der Störungsbeseitigung sollte verpflichtet werden.

Aus einer Risikoanalyse für zwei Nebenprodukte von Polyelektrolyten ergibt sich, daß das Vorhandensein dieser Nebenprodukte bei der Dosierung in der Nachsedimentierung und bei Einleitung in kleine Gewässer zu einem Risiko für aquatische Organismen (PEC/NEC = 1,86) führt. Es sei bemerkt, daß bei den Berechnungen von einem "worst-case"-Szenarium und von Schätzungen des Gehaltes an Nebenprodukten in Polyelektrolyten, die von den Herstellern von Polyelektrolyten angegeben worden sind, ausgegangen worden ist.

EINLEITUNG

In den Niederlanden kommen Polyelektrolyte in hohem Maße in der Trinkwasserbereitung und in der Klärung von industriellem und kommunalem Abwasser zur Anwendung. In Kläranlagen werden Polyelektrolyte vor allem zur Erhöhung des Schlammmentwässerungsprozesses und zur Vergrößerung des Trockenstoffprozentsatzes eingesetzt. In beschränktem Maße werden Polyelektrolyte in der Vor- und Nachsedimentierung von Kläranlagen eingesetzt, um ein Ausspülen von Schlamm zu bekämpfen oder die Vorpräzipitation zu verbessern.

Die Polyelektrolyte, die im Klärprozeß zum Einsatz kommen, haben die Eigenschaft, die Schlamm-/Wassertrennung zu verbessern. Dies geschieht im allgemeinen durch Binden der (positiv) geladenen Gruppen der Polyelektrolyte an die (häufig negative) Ladung des Schlammes, so daß die Schlammteilchen zusammenklumpen.

Polyelektrolyte gelangen in den Klärschlamm und in das geklärte Wasser. Durch Adsorption werden Polyelektrolyte hauptsächlich in den Schlamm gelangen. Der Klärschlamm (Surplus-Schlamm) wird nach Trocknen, Kompostieren oder Verbrennung deponiert. Der Schlamm wird in immer geringerem Maße in der Landwirtschaft abgesetzt. Die Menge an Polyelektrolyten, die in die Wasserphase gelangen, ist nicht bekannt.

In Deutschland und in den Vereinigten Staaten wird die mögliche Umweltgefährdung von Polyelektrolyten diskutiert und ist man der Meinung, daß die Erforschung der möglichen negativen Umwelteffekte von Polyelektrolyten und der Nebenprodukte Aufmerksamkeit erhalten müßte. Das Ziel dieser Untersuchung ist, die mögliche Umweltgefährdung von Polyelektrolyten in den Niederlanden zu prüfen. Im Rahmen der Untersuchung blieb die Anwendung von Polyelektrolyten für andere Zwecke als die Klärung von städtischem Abwasser, wie die Klärung von industriellem Abwasser und die Trinkwasserbereitung, unberücksichtigt. Darüber hinaus wurde die Untersuchung auf die Umweltgefährdung von Polyelektrolyten in der Wasserphase beschränkt. Dabei hat man sich den folgenden Aspekten gewidmet:

- Anwendung in Kläranlagen;
- Zusammensetzung;
- das physikalische und chemische Verhalten im Wasser und die Verteilung auf Wasser und Schlamm;
- (Bio)Degradierung und Bioakkumulation;
- Messungen im Effluent und/oder in der Umwelt;
- die Effekte auf aquatische Organismen;
- ARBO-Aspekte bei der Anwendung;
- Gesetzgebung.

Die Umweltgefährdung von Polyelektrolyten wurde auf Basis der Anwendung, des Verhaltens in den Kläranlagen, der Konzentration im Oberflächenwasser und der Toxizität beurteilt.

In Kapitel 2 dieses Berichtes ist die Arbeitsweise der Untersuchung angegeben. Beschrieben wird, wie Daten über die Anwendung von Polyelektrolyten gesammelt wurden und wie die Einschätzung der Umweltgefährdung zustande gekommen ist.

In Kapitel 3 wurde die gesammelte Hintergrundinformationen über Polyelektrolyte aufgenommen. Darüber hinaus wird in diesem Kapitel die Risikoanalyse, die der Einschätzung der Umweltgefährdung zugrunde liegt, beschrieben. In Kapitel 4 und 5 sind die Diskussionen beziehungsweise die Schlußfolgerungen beschrieben. Schließlich enthält Kapitel 5 die Literaturangaben.

2 ARBEITSWEISE

2.1 Allgemeines

Zur Feststellung der Umweltgefährdung von Polyelektrolyten, die in die Wasserphase einer Kläranlage und damit in das Oberflächenwasser gelangen, wurden Hintergrundinformationen gesammelt über:

- Anwendung in Kläranlagen;
- Zusammensetzung;
- das physikalische und chemische Verhalten im Wasser und die Verteilung auf Wasser und Schlamm;
- (Bio)Degradierung und Bioakkumulation;
- Messungen im Effluent und/oder in der Umwelt;
- die Effekte auf aquatische Organismen;
- ARBO-Aspekte bei der Anwendung;
- Gesetzgebung.

Einige Polyelektrolyte, die von Wasserqualitätsverwaltern zur Anwendung kommen, wurden ausgewählt, um diese näher zu untersuchen. Die gesammelten Hintergrundinformationen kamen zum Einsatz, um eine Risikoanalyse der ausgewählten Polyelektrolyte bezüglich aquatischer Organismen durchzuführen. Anhand des Ergebnisses der Risikoanalyse kam man zu einer Schlußfolgerung über die Umweltgefährdung von Polyelektrolyten.

2.2 Hintergrundinformation

Anwendung von Polyelektrolyten in Kläranlagen

Man erhielt eine Übersicht über die Gesamtanwendung von Polyelektrolyten in Kläranlagen durch Nachfrage im Hinblick auf die heutige und die prognostizierte Polyelektrolyt-Anwendung. Über eine Umfrage, die unter zehn der größeren Wasserqualitätsverwaltern abgehalten wurde, erhielt man nähere Informationen über Verbrauch, Anwendungsstellen, angewandte Dosierungen und ARBO-Aspekte bei der Anwendung.

Sonstige Informationen

Die sonstigen Informationen wurden gesammelt mit Hilfe von:

- Online-Suchaktionen in den Dateien ORBIT-NTIS, ORBIT-Aqualine und AQUATOX (BKH, 1992);
- Sichtung von Handbüchern;
- Versand einer Fragenliste an sieben Lieferanten von Polyelektrolyten, in der um Informationen über die Polyelektrolyte, die am meisten an Wasserqualitätsverwaltern verkauft werden, gebeten wurde;
- Kontaktnahme zu einigen ausländischen Organisationen:
 - . The Water Services Association of England and Wales in Großbritannien;
 - . Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft in der Schweiz;
 - . Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen in Deutschland;
 - . Institut für Wasser, Boden und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes in Deutschland;
 - . Agence de l'eau Rhin-Meuse in Frankreich;
 - . Danish Environmental Protection Agency in Dänemark.

2.3 Selektion von Polyelektrolyten

Aufgrund der Daten über die Polyelektrolyt-Anwendung durch die Wasserqualitätsverwalter wurden dreizehn Polyelektrolyte zur Risikoanalyse ausgewählt. Ausgewählt wurden:

- ein flüssiges und ein festes kationisches Polyelektrolyt von jedem der fünf größten Lieferanten von Polyelektrolyten, die von den Wasserqualitätsverwaltern am meisten zum Einsatz kommen, darunter die toxischten Polyelektrolyte, die von den Wasserqualitätsverwaltern benutzt werden;
- ein flüssiges und ein festes anionisches Polyelektrolyt, das erwartungsgemäß in der Zukunft bei der Vorpräzipitation eingesetzt werden wird.

Bei den fünf größten Lieferanten von Polyelektrolyten wurde um weitere Informationen über die ausgewählten Polyelektrolyte gebeten. Die Informationen der Lieferanten ist vertraulich, weshalb die Daten in den Ergebnissen kodiert wiedergegeben sind. Die nicht-kodierten Daten in diesem Bericht stammen aus der öffentlich zugänglichen Literatur.

2.4 Risikoanalyse

In der Risikoanalyse wurden die Konzentrationen, denen aquatische Organismen ausgesetzt werden (PEC: Predicted Environmental Concentration), mit Konzentrationen verglichen, bei denen (gerade keine) Effekte auftreten (NEC: No Effect Concentration). Wenn die PEC größer ist als die NEC ($PEC/NEC > 1$), können Effekte auftreten und ist ein Risiko gegeben. Bei einer $PEC/NEC > 0,1$ kann man von einem geringen ökotoxikologischen Risiko sprechen. Bei einer $PEC/NEC < 0,1$ ist das Risiko zu vernachlässigen. Die Risikoanalyse wurde für die ausgewählten Polyelektrolyte und zwei Nebenprodukte von Polyelektrolyten, und zwar Acrylamid und Hydroxypropionitril, durchgeführt.

Bei der Risikoanalyse wurde von einer Dosierung von Polyelektrolyten in Kläranlagen an folgenden Stellen ausgegangen:

- Vorsedimentierung;
- Schlammstraße:
 - . Schlammeindickung;
 - . Schlammmentwässerung;
- Nachsedimentierung.

Feststellung der PEC

Für die Feststellung von Konzentrationen, denen aquatische Organismen ausgesetzt werden, der PEC, kam die Methodik des von RIVM entwickelten SIMPLETREAT-Modells, das auch für die "Gleichförmige Beurteilung von Stoffen" (UBS) im Rahmen der Stoffgesetze benutzt wird (Struijs et al, 1991), zur Anwendung. In dieses Modell können jedoch nur Konzentrationen im Influent eingegeben werden. Die Schlammbelastungen und Schlammaufenthaltszeiten können in diesem Modell nicht variiert werden, und die Hydrolyse kann nicht miteinbezogen werden. Die Influent- und Effluentkonzentrationen von Polyelektrolyten und der Nebenprodukte wurden daher gemäß Anlage 1 und nach der unten folgenden Formel per Hand berechnet.

Für die Nebenprodukte wurde davon ausgegangen, daß Polyelektrolyte 0,1 % Acrylamid und 0,05 % Hydroxypropionitril enthalten.

Bei der Berechnung der PEC wurde ausgegangen von:

- einer Adsorption nach gemessenen Adsorptionsisothermen (Anlage 3);
keiner Adsorption der Nebenprodukte an den Schlamm;
- keinem biologischen Abbau von Polyelektrolyten oder der Nebenprodukte in der Kläranlage;
- Hydrolyse der Esterverbindungen in Polyelektrolyten (Anlage 3);
- einer Influentkonzentration von:
 - 0,2 mg/l bei einer Dosierung in der Schlammstraße (Anlage 1);
 - 1 mg/l bei einer Dosierung in der Vorsedimentierung;
- einer hydraulischen Aufenthaltszeit im Aeration Becken zwischen 10 und 32 Stunden für stark- und geringbelastete Systeme;
- einer Wassermenge pro Einwohneräquivalent von 150 l/Tag;
- einer Menge an Primärschlamm pro Einwohneräquivalent von 40 g/Tag;
- einer Menge an Sekundärschlamm pro Einwohneräquivalent von 13 g/Tag.

Die Effluentkonzentration bei Dosierung in der Vorsedimentierung und in der Schlammstraße wurde berechnet mit:

$$C_e = C_i * (1-f_1) * (1-f_2) * (1-f_3)$$

C_e = Effluentkonzentration

C_i = Influentkonzentration

f_1 = Adsorption an Primärschlamm

f_2 = Adsorption an Sekundärschlamm

f_3 = Hydrolyse

In Tabelle 1 werden bei Dosierungen in der Vorsedimentierung und der Schlammstraße die f_1 - f_3 -Werte wiedergegeben. Diese Werte sind abgeleitet in Anlage 3.

Tabelle 1 Die Adsorption an Primärschlamm (f_1), Sekundärschlamm (f_2) und Hydrolyse (f_3) bei Dosierung in der Vorsedimentierung und der Schlammstraße bei starker und geringer Belastung.

Dosierstelle	Belastung	Adsorption f_1 (Primärschlamm)	Adsorption f_2 (Sekundärschlamm)	Hydrolyse f_3
Vorsedimentierung	gering	0,75	0,60	0,83
Vorsedimentierung	stark	0,75	0,70	0,52
Schlammstraße	gering	0,83	0,50	0,83
Schlammstraße	stark	0,83	0,60	0,52

Die Effluentkonzentration bei Dosierung von Polyelektrolyten in der Nachsedimentierung wurde mit Hilfe der Adsorptionsisotherme von Anlage 3 bei einer Dosierung von 1 mg/g Trockenmasse bestimmt. Hierbei wurde davon ausgegangen, daß die Hydrolyse in dieser Stufe zu vernachlässigen ist.

Die Konzentration im Oberflächenwasser bei 1.000 m von der Effluenteinleitung wurde berechnet durch:

- Anwendung einer Verdünnung des Effluents im Flußwasser, ausgedrückt in Prozentilen der Anzahl behandelter Einwohneräquivalente:
- 5-Prozentil ein Verdünnungsfaktor 5;
- 50-Prozentil ein Verdünnungsfaktor 32 (de Greef und de Nijs, 1990, W&M, 1991)
- ausgehend von einer Reaktion zwischen kationischem Polymer und Humussäure im Flußwasser. Bei einem Gehalt von 5 mg Humussäure pro Liter ergibt dies eine Konzentrationsverringerung um einen Faktor 15.

Die berechnete Konzentration im Oberflächenwasser entspricht der Konzentration, der aquatische Organismen ausgesetzt werden (PEC).

Feststellung der NEC

Für die Feststellung von Konzentrationen, bei denen (gerade keine) Effekte eintreten, der NEC, wurden die von den fünf größten Lieferanten von Polyelektrolyten bereitgestellten Toxizitätsdaten der ausgewählten Polyelektrolyte herangezogen.

Die NEC ist abgeleitet aus $L(E)C_{50,5}$ oder NOECs. Die $L(E)C_{50}$ ist die Konzentration, bei der nach Exposition 50% der Versuchstiere stirbt (L = letal) beziehungsweise bei der nach Exposition bei 50% der Versuchstiere ein Effekt auftritt (E = Effekt). Die NOEC (No Observed Effect Concentration) ist die Konzentration, bei der nach Exposition bei Versuchstieren kein Effekt auftritt. Bei der Übertragung eines Effektes auf Versuchstiere auf einen Effekt auf ein Ökosystemniveau ist die Artenvielfalt maßgebend. Wenn ausreichende Daten für verschiedene Arten verfügbar sind, kann die schwankende Empfindlichkeit statistisch berechnet werden. Die Konzentration im Ökosystem, bei der keine Effekte auftreten (NEC), wird vom Maximal Zulässigen Risikoniveau (MTR) abgeleitet. Das MTR für das aquatische Ökosystem ist in den Niederlanden als die Konzentration definiert, bei der 95 % der Arten im aquatischen Ökosystem geschützt sind.

Die Ableitung des MTR ist beschrieben in Slooff et al (1992). Die Methode hängt von der Anzahl und dem Typ der Toxizitätsdaten ab. Wenn mindestens vier chronische NOECs für Alge, Daphnia und Fisch vorliegen, kommt die statistische Methode zur Anwendung.

Bei weniger Daten kommt ein Extrapolationsfaktor auf den geringsten Wert zur Anwendung. In Tabelle 2 ist angegeben, welche Extrapolationsfaktoren zur Anwendung gekommen sind.

Tabelle 2 Bei der Ableitung einer NEC für aquatische Organismen angewendete Faktoren (aus: Slooff et al, 1992, OECD 1995)

Verfügbare Toxizitätsdaten	Extrapolationsfaktor
a geringste akute L(E)C ₅₀ ²⁾ oder QSAR-Schätzung ¹⁾ der akuten Toxizität	1.000
b geringste akute L(E)C ₅₀ ²⁾ oder QSAR-Schätzung ¹⁾ mindestens Alge, Krustazeeen und Fisch	100 ³⁾
c geringste chronische NOEC ²⁾ oder QSAR-Schätzung ¹⁾ von mindestens Alge, Krustazeeen und Fisch	10 ³⁾

- 1) QSAR steht für Quantitative Structure Activity Relationship. Die Toxizität eines Stoffes wird auf Grundlage der chemischen Struktur berechnet.
- 2) Chronische Toxizität: während des gesamten Lebenszyklus oder eines beträchtlichen Teils desselben. Die Tests dauern im allgemeinen mehr als 96 Stunden.
Akute Toxizität: während eines relativ kurzen Teils des Lebenszyklus. Die Tests dauern im allgemeinen kürzer als 96 Stunden.
- 3) Man wählt die geringsten Werte von b und c, wenn weniger als 3 chronische NOECs verfügbar sind.

Aus den festgestellten NECs wird der geringste für die Anwendung im Rahmen der Risikoanalyse gewählt.

3 ERGEBNISSE

3.1 Hintergrundinformationen

3.1.1 Anwendung von Polyelektrolyten in Kläranlagen

Die Niederländischen Wasserqualitätsverwalter setzen insgesamt ungefähr 1.400 Tonnen an aktiven Polyelektrolyten ein (1993). Von der jährlich eingesetzten Gesamtmenge an aktiven Polyelektrolyten sind 366 Tonnen in flüssiger Form. Die übrigen angewendeten Polyelektrolyte, circa 1.000 Tonnen pro Jahr, sind feste Stoffe (vor allem Pellets). Bei der Klärung von Abwasser aus Haushalten kommen zur Zeit nur kationische Polyelektrolyte, die aus Polyakrylamiden aufgebaut sind, zur Anwendung (siehe Abschnitt 3.1.2). Die zehn größten Wasserqualitätsverwalter benutzen 55 unterschiedliche Produkte, die bei 8 verschiedenen Lieferanten eingekauft werden. Von 39 Produkten werden weniger als 25 Tonnen pro Jahr und von 4 Produkten mehr als 100 Tonnen pro Jahr abgenommen. In Tabelle 3 ist der heutige Verbrauch von Polyelektrolyten durch die Wasserqualitätsverwalter wiedergegeben.

Polyelektrolyte kommen vor allem bei der Schlammmentwässerung mit Hilfe von Zentrifugen, Siebbandpressen und Kammerfilterpressen zum Einsatz. In geringerem Maße werden Polyelektrolyte in der Schlammeindickung, der Vorsedimentierung und der Nachsedimentierung (Tabelle 3) benutzt. Die Anwendung im Rahmen der Nachsedimentierung erfolgt nur, wenn es während der Regenwasserzufuhr zu einem Auspülen von Schlamm kommt. Bei der Hälfte der Kläranlagen, bei der Polyelektrolyte in der Nachsedimentierung während der Regenwasserzufuhr zum Einsatz kommen, wird die Nachsedimentierungskapazität erweitert. In Zukunft wird daher der Polyelektrolyt-Verbrauch in der Nachsedimentierung abnehmen. In Tabelle 3 ist darüber hinaus der prognostizierte Verbrauch von Polyelektrolyten für die nächsten fünf Jahre angegeben.

Tabelle 3 Der heutige und der prognostizierte Verbrauch von Polyelektrolyten für die Niederländischen Wasserqualitätsverwalter.

Dosierstelle	Heutiger Verbrauch [Tonnen an aktivem Polyelektrolyt/Jahr]	Prognostizierter Verbrauch [Tonnen an aktivem Poly-elektrolyt/Jahr]
Vorsedimentierung	9	300
Schlammeindickung	80	600
Schlammmentwässerung	1300	2000
Nachsedimentierung	11	6

Die prognostizierte Zunahme der Anwendung von Polyelektrolyten in der Vorsedimentierung, der Schlammeindickung und der Schlammmentwässerung ist die Folge von:

- Übergang auf andere Entwässerungstechniken:
 - Zentrifugen statt Siebbänder;
 - direkte Schlammeindickung;
- Anwendung der Vorpräzipitation
- zunehmende Schlammproduktion infolge von:
 - zunehmender chemischer Dephosphatierung;
 - zunehmender Schmutzlast.

Bei Vorpräzipitation werden in Zukunft auch anionische Polyelektrolyte zum Einsatz kommen.

Die angewandten durchschnittlichen Dosierungen von Polyelektrolyten schwanken, je nach Kläranlage, stark.

Die Dosierungen sind abhängig von Dosierstelle, Zusammensetzung des Schlammes, Prozentsatz an aktivem Polyelektrolyt im Produkt und dem Maß, in dem das Produkt in Wasser gelöst ist. Die Schwankung in der durchschnittlichen Dosierung pro Dosierstelle ist dargestellt in Tabelle 4.

Tabelle 4 Schwankung in der durchschnittlichen Dosierung pro Dosierstelle

Dosierstelle	Durchschnittliche Dosierung an aktivem Polyelektrolyt (g/kg Trockenmasse)
<i>Vorsedimentierung</i>	1 (g/m ³)
<i>Schlammeindickung</i>	
Flotationseindickung	1,5 - 2,5
Siebbandeindickung	3,7 - 7,0
Gravitationseindickung	0,5 - 2,2
Zentrifugeneindickung	2,2
<i>Schlammwässerung</i>	
Siebbandpresse	2,7 - 7,0
Zentrifuge	1,3 - 2,3
Kammerfilterpresse	5,4
<i>Nachsedimentierung</i>	0,9

Die maximalen Dosierungen sind bei den Wasserqualitätsverwaltern häufig nicht genau bekannt, werden aber auf 130% der durchschnittlichen Dosierung geschätzt.

Polyelektrolyte werden als stark verdünnte Lösung (0,1-1%) in die Zufuhrleitung dosiert. Die Praxis zeigt, daß es für eine richtige Dosierung der Einstellung des Dosiersystems notwendig ist, daß der Operator einmal oder mehrmals pro Tag per Hand vorgeht. Zur Zeit steht eine Meß- und Regelapparatur zur Verfügung, die eine eingestellte Dosierung aufrechterhalten kann. Die tägliche Einstellung ist jedoch weiterhin notwendig. In Zusammenhang mit den Kosten der Anwendung von Polyelektrolyten wird eine Überdosierung so weit wie möglich vermieden. Darüber hinaus wird eine möglichst starke Entwässerung des Schlammes mit Hilfe von Polyelektrolyten in Zusammenhang mit den hohen Deponiekosten angestrebt. Die Kosten der Polyelektrolytanwendung und der Schlammensorgung auf der Deponie werden gegeneinander abgewogen.

Die Wahl von Polyelektrolyten durch die Wasserqualitätsverwalter wird bestimmt durch:

- den Preis;
- den erreichten Prozentsatz an Trockenmasse;
- den Service des Lieferanten;
- die Einfachheit in der Anwendung;
- den Trennerfolg.

Bei mehr oder weniger gleicher Eignung von Polyelektrolyten werden bei der Wahl Umwelt- und ARBO-Aspekte berücksichtigt.

In der Schweiz, in Dänemark, England und Frankreich gibt es keine Forschung im Hinblick auf die Umweltgefährdung von Polyelektrolyten. In Deutschland sind Polyelektrolyte von der Kommission für Wassergefährdende Stoffe klassifiziert und wurde eine Untersuchung mit ¹⁴C-gelabelten Polyelektrolyten durchgeführt.

3.1.2 Zusammensetzung von Polyelektrolyten

Polyelektrolyte bestehen aus Ketten von Monomeren, die eine geladene Gruppe enthalten. Diese Gruppe charakterisiert das Polyelektrolyt als kationisch, nonionisch oder anionisch. Die niederländischen Wasserqualitätsverwalter setzen zur Zeit nur kationische Polyelektrolyte ein, die aus Polyakrylamiden aufgebaut sind. Polyakrylamid enthält selbst keine geladenen Gruppen (Abbildung 1). Um ein Polyakrylamid positiv oder negativ zu laden, wird ein anderer Stoff in das Polymer eingebaut (Copolymerisation), oder wird eine chemische Gruppe an eine Seitenkette des Polyakrylamids gebunden.

Bei Vorpräzipitation werden in Zukunft auch anionische Polyakrylamide von den Wasserqualitätsverwaltern eingesetzt. Abbildung 2 enthält die chemische Struktur eines anionischen Polyakrylamids.

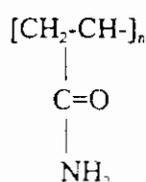


Abbildung 1 Polyakrylamid ohne geladene Gruppe

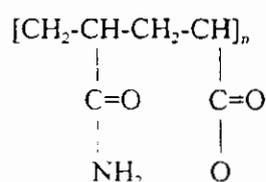


Abbildung 2 Ein anionisches Polyakrylamid

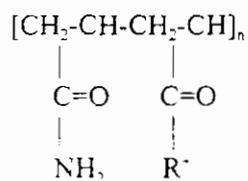


Abbildung 3 Kationisches Polyelektrolyt als Copolymer von Akrylamid und einem Akrylsäurederivat

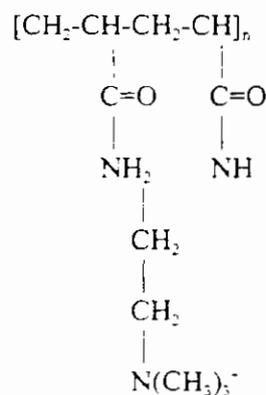


Abbildung 4 Kationisches Polyelektrolyt als Copolymer von Akrylamid und einem quaternisierten Akrylsäurederivat

Die Wasserqualitätsverwalter setzen zwei Arten von kationischen Polyakrylamiden ein:

- Copolymer von Akrylamid und ein Akrylsäurederivat (Abbildung 3). Hierbei kann die einzubauende Akrylsäure auch vorab quaternisiert werden (Abbildung 4). Der Anteil der Akrylsäure am Polymer bestimmt die Größe der kationischen Ladung.
- kationisches amino-methyliertes Polyakrylamid, das mit der Mannich-Reaktion aus Polyakrylamid mit Formaldehyd und Dimethylamin gebildet und dann quaternisiert wird (Abbildung 5).

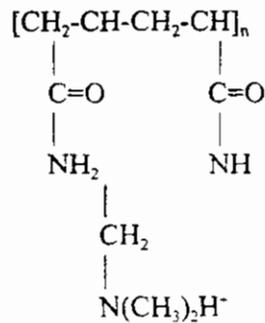


Abbildung 5 Quaternisiertes kationisches amino-methyliertes Polyakrylamid

Der Polymerprozentatz in Polyelektrolyt wird meistens nicht von Lieferanten angegeben. Nach Angaben eines einzigen Lieferanten schwankt dieser Prozentsatz für das feste Polyelektrolyt zwischen 80 und 100 % und für das flüssige Polyelektrolyt von 30 bis 50%.

Die möglichen Nebenprodukte von Polyelektrolyten sind aufzuteilen in: (Rest)Rohstoffe, Zusätze und Nebenprodukte, die während des Produktionsprozesses gebildet worden sind.

Rohstoffe

Als Grundstoff sowohl für flüssiges als auch festes Polyelektrolyt kommen zur Anwendung:

- Akrylamid (darin ist Hydroxypropionitril als Verunreinigung vorhanden);
- Acrylsäurederivat;
- Isobutyronitril, Bromatsulfid oder Persulfat-Nitrilotripropionamide (Initiator) (Morris, 1991).

Bei quarternisierten Polyakrylamiden kommen darüber hinaus zur Anwendung:

- Formaldehyd;
- Dimethylamin;
- Methylchlorid;
- n-Butyl-Methacrylat, Akrylonitril und Methyl-Methakrylat (Goppers, 1976).

Die Konzentration dieser Produkte im Endprodukt hängt stark von dem Produktionsprozeß ab (Morris, 1991). Nach Angaben der Lieferanten enthalten Polyelektrolyte maximal 0,1% Akrylamid. Mallevalle (1994) hat mit einem anionischen Polyakrylamid (fester Stoff) einen Gehalt von 0,03% Akrylamid und 0,05% Hydroxypropionitril gemessen. Isobutyronitril war nicht detektierbar (< 30 mg/kg). Von Goppers (1976) wurden in einem flüssigen kationisch quaternisierten Polyakrylamid drei andere Stoffe detektiert, die wahrscheinlich als Rohstoff zum Einsatz gekommen sind. Diese Stoffe sind n-Butyl-Methakrylat, Akrylonitril und Methyl-Methakrylat (Goppers, 1976).

Bei der Produktion von flüssigem Polyelektrolyt findet die Polymerisation in einer Wasser-in-Öl-Emulsion statt.

Nach Angaben der Lieferanten besteht die Ölemulsion aus mineralischem Öl, Paraffin-Kohlenwasserstoff oder Petroleumdestillat. Der Ölanteil in einem flüssigen Polyelektrolyt hängt von dem Maß ab, in dem das Produkt getrocknet ist und beträgt 32% bis 49%. Die Wasserphase wird in der Ölphase durch Emulgatoren wie beispielsweise Sorbitanmonooleat (Thomas, 1991), emulgiert. Von den Lieferanten war keine Information über die vorhandenen Emulgatoren erhältlich. Ein einziger Lieferant hat angegeben, daß 2-3 % Emulgator in flüssigem Polyelektrolyt vorhanden ist.

Zusätze

Zusätze sind pro Polyelektrolyt unterschiedlich. Festen Polyelektrolyten werden häufig Stabilisatoren zugesetzt, um den Polymerabbau zu minimalisieren (Morris, 1991). Ein einziger Lieferant hat angegeben, daß einem festen Polyelektrolyt 3-4% Adipinsäure zugesetzt wurde. Flüssigem Polyelektrolyt werden meistens emulsionsstabilisierende Stoffe zugesetzt (Morris, 1991).

Ein anderer Lieferant hat angegeben, daß einem flüssigen Polyelektrolyt 0-4% Stabilisator zugesetzt wurden.

Während des Produktionsprozesses gebildete Nebenprodukte

Um die Konzentration an Akrylamid im Endprodukt gering zu halten, werden manchmal Stoffe zugesetzt, die mit Akrylamid zu einem, wie man annimmt, gering toxisch gesättigten Derivat reagieren (Morris, 1991).

Andere Daten über Nebenprodukte, die während des Produktionsprozesses gebildet werden, wurden nicht gefunden.

3.1.3 Physikalisches und chemisches Verhalten in Wasser und die Verteilung auf Wasser und Schlamm

Kationische Polyelektrolyte

Die kationischen Polyelektrolyte, die im Klärprozeß zur Anwendung kommen, haben die Eigenschaft, die Schlamm-/Wassertrennung zu verbessern. Dies geschieht durch eine ionogene irreversible Bindung der positiv geladenen Gruppen von Polyelektrolyten mit der negativen Ladung des Schlammes. Durch diese Brückenfunktion des Polyelektrolyts kommt es zu einer Flockenbildung. Polyelektrolyte können in die Wasserphase gelangen, wenn die negativen Ladungen auf dem Schlamm besetzt sind (bei Überdosierung) oder wenn die Mischung von Polyelektrolyt mit dem Schlamm unzureichend ist.

Die folgenden Experimente beschreiben das Verhalten von kationischen Polyelektrolyten:

- Gehr (1992) findet bei Flotationstests von Aktivschlamm mit drei unterschiedlichen kationischen Polyacrylamiden in der Wasserphase bei einer Dosierung bis 1 g Polyelektrolyt/kg Trockenmasse kein Polyelektrolyt. Die maximale Adsorptionskapazität des Aktivschlammes schwankt in den Tests zwischen 2 und 10 g Polyelektrolyt/kg Trockenmasse. Das Adsorptionsmuster wurde durch den Langmuir-Vergleich beschrieben.
- Mit dem Bentonitversuch wurde Polyelektrolyt im Filtrat der Schlammwässerung bei einer Dosierung über 7,5 g/kg Trockenmasse und einer Polyelektrolyt-Konzentration von 10 mg/l nachgewiesen. Der Versuch wurde mit einer kurzen Konditionierungszeit (Mischzeit) durchgeführt. Bei einer zunehmenden Konditionierungszeit sind Polyelektrolyte meistens im Filtrat nicht mehr nachweisbar. In der Praxis werden bei normaler Dosierung im Leckagewasser der Voreindickungszone circa 10 bis 20 mg Polyelektrolyt/l gefunden (STOWA, 1982).
- Schumann (1991) findet bei einmaliger Dosierung eines kationischen Polyakrylamids 98% Adsorption an Aktivschlamm. Bei derselben, aber kontinuierlichen Dosierung findet er eine 81%ige Adsorption. Bei kontinuierlicher Dosierung von kationischen Polyelektrolyten in der Nachsedimentierung kommt es nach einer gewissen Zeit zu einer Überdosierung. Nachdem die Dosierung gestoppt wird, enthält der Schlamm weiterhin über 14 Tage hinweg Polyelektrolyt. Dies zeigt, daß Aktivschlamm langsam aufgeladen wird.

Anionische Polyelektrolyte

Anionische Polyelektrolyte adsorbieren sowohl an Primärschlamm als auch an Aktivschlamm schlecht. Schumann (1991) findet 4% und 12% Adsorption bei kontinuierlicher beziehungsweise einmaliger Dosierung. Anionische Polyelektrolyte adsorbieren gut an kationische Gruppen, die nach Präzipitation von Phosphat mit Eisen, Aluminium oder Kalk entstehen können. Bei simultaner Präzipitation und Präpräzipitation von Phosphat kann dadurch eine Bindung mit anionischen Polyelektrolyten entstehen.

Nonionische Polyelektrolyte

Man hat keine Informationen über das Verhalten von nonionischen Polyelektrolyten gefunden.

Nebenprodukte

Akrylamid adsorbiert nicht an Primär- oder Aktivschlamm (Mallevalle, 1984). Die Ölfraction in flüssigem Polyelektrolyt adsorbiert sowohl an Primär- als auch an Aktivschlamm. Aus Experimenten, durchgeführt von einem der Lieferanten mit einer batchweisen Zuführung von flüssigem Polyelektrolyt zu Aktivschlamm, hat man eine Adsorption von mehr als 99,9% der Ölfraction an den Schlamm gefunden. Auch nach Waschen des Schlammes wurde kein Öl im Eluat detektiert. Dies weist darauf hin, daß es sich auch hier um eine irreversible Bindung handeln kann. Die Praxis zeigt aber, daß Öl bei einer Überdosierung ins Filtrat gelangen kann, weil das Filtrat weiß wird.

Von den übrigen Nebenprodukten wurde über das Verhalten in Wasser keine Information gefunden.

3.1.4 Messungen im Effluent und/oder in der Umwelt

Informationen über Konzentrationen von Polyelektrolyt im Effluent (geklärtes Abwasser) von Kläranlagen oder des empfangendes Oberflächenwassers wurden nicht gefunden. Für die Analyse von Polyelektrolyt im Effluent stehen zur Zeit keine Analysetechniken zur Verfügung.

Im Effluent von Kläranlagen wurden aber Analysen von Akrylamid durchgeführt. In Kläranlagen ohne nachweisbare externe Quelle von Akrylamid wurde im Effluent 0-0,017 mg/l Akrylamid gemessen. Im Effluent von Kläranlagen mit nachweisbarer externer Quelle von Akrylamid (1 mg/l im Influent) wurde eine Konzentration von 0,05 bis 0,2 mg/l Akrylamid im Effluent gemessen (BUA, 1992).

3.1.5 (Bio)Degradierung und Bioakkumulation

Polyelektrolyte

Polyelektrolyte, die aus Polyakrylamiden aufgebaut sind, sind im allgemeinen schlecht biologisch abbaubar. Die langen Polymerketten können aber aufgebrochen werden.

Bei dem Aufbrechen der Kette kann man zwei Schritte unterscheiden:

- 1 Fehlen der Seitenketten;
- 2 Fehlen der Hauptketten.

Zu 1 Aus Akrylamid und Akrylsäure aufgebaute Polyelektrolyte werden innerhalb von 24-48 Stunden durch Hydrolyse der Esterbindung in ein anionisches Polymer umgewandelt, wobei Cholin abgespalten wird. Cholin ist biologisch abbaubar; das anionische Polyakrylamid aber nicht (Schumann, 1991).

Nach Angabe des Herstellers sind die kationischen Polyelektrolyte auf der Basis von Polyakrylamid und Polyakrylat-Copolymer sehr hydrolyseempfindlich. Bei neutralem pH und einer Temperatur von 15°C beträgt die Hydrolyse-Halbwertszeit circa 2 Stunden (SNF, 1995). Eine Erste-Ordnung-Hydrolyse wird erst nach 8 Stunden erreicht. Nur Polyelektrolyte mit einer Esterbindung werden schnell durch Hydrolyse abgebaut. Nach Maroni, 1995, sind 80% der in der Schlammwässerung in den Kläranlagen benutzten Polyelektrolyte von diesem Typ.

Seitenketten von Polyelektrolyten, aufgebaut aus einem Copolymer von quaternären Akrylatsalzen und Akrylamid, werden, so wird erwartet, nicht aufgespalten.

Zu 2 Die Hauptketten des Polymers können durch "shear forces" (starkes Rühren und Pumpen), Ozonisieren und Biodegradierung aufgebrochen werden. Beim Abbau von Polyakrylamid entstehen vor allem Oligomere und kein Akrylamid (Gehr, 1990; Soponkanaporn, 1989).

Der schlechte biologische Abbau von Polyelektrolyten und die Abspaltung der Polymerketten ergibt sich aus den folgenden Experimenten:

- Beim Testen mit ^{14}C -gelabeltem Polyakrylamid hat man beim Durchlaufen eines Aktivschlammsystems keinen nennenswerten Abbau (max. 2 %) zu CO_2 gefunden (Schumann, 1991);
- In "size exclusion chromatography"-Tests eines Polyakrylamids mit quaternären Ammoniumverbindungen nimmt das durchschnittliche Molekulargewicht von Lösungen (1-100 mg/l) in der Zeit ab. Die Gesamtmenge bleibt jedoch konstant. Dies bestätigt, daß Polyelektrolyte nur zu Oligomeren abgebaut werden. Das letztendliche Molekulargewicht dieser Lösungen liegt zwischen 1.000 und 10.000. Der Abbau geht bei Lösungen mit geringen Konzentrationen, bei einer höheren Temperatur, bei einem basischen pH und in Aktivschlamm schneller vor sich (Soponkanaporn, 1989);
- Durch Ozonisieren werden zwar die Hauptketten zerbrochen, es kommt aber nicht zu einem Abbau zu Akrylamid und CO_2 . Das ozonisierte Produkt ist nicht biologisch abbaubar und hat eine neue aktive Gruppe (wahrscheinlich eine Aldehyd- oder Ketongruppe), die kombiniert mit der Amidgruppe eine nicht zu spezifizierende Ringstruktur ergibt (Suzuki, 1978).
- In Biodegradierungstests mit festen Polyakrylamiden hat man keinen bis einen geringen Abbau ermittelt (Suzuki, 1978, Lüttgen, 1979).

Daten über eine Bioakkumulation von Polyelektrolyten wurden nicht gefunden.

Nebenprodukte

Für den biologischen Abbau von Akrylamid muß eine Bakterienpopulation adaptieren. Nach dieser Adaption, die 1 bis 2 Tage dauert, ist Akrylamid vollständig biologisch abbaubar. In Kläranlagen findet diese Adaption nicht oder nur teilweise statt, weil eine andere Bakterienkultur vorhanden ist. Akrylamid wird dadurch häufig zu weniger als 50% abgebaut. Im Oberflächenwasser findet diese Adaption aber statt, und wird Akrylamid zu Konzentrationen unter der Detektionsgrenze abgebaut (BUA, 1992).

Die Ölfraktion in flüssigen Polyelektrolyten ist gut biologisch abbaubar. Dies ergibt sich aus dem BZV-CZV-Verhältnis von circa 0,3 für flüssige Produkte.

Für die übrigen Nebenprodukte wurden über einen biologischen Abbau oder eine Bioakkumulation keine Daten gefunden.

3.1.6 Verdünnung im Oberflächenwasser

Der Verdünnungsfaktor des Effluents auf das Oberflächenwasser ist statistisch beschrieben. Hieraus ergibt sich, daß eine relativ kleine Anzahl von Kläranlagen (10 Prozent) mit einem geringen Verdünnungsfaktor von durchschnittlich 3 ins Oberflächenwasser einleitet, während 50 Prozent der Anlagen mit einem durchschnittlichen Verdünnungsfaktor von 32 ins Oberflächenwasser einleitet. Diese Statistik beruht auf der Anzahl an Anlagen. Gerade die kleinen Kläranlagen leiten manchmal in kleinere Oberflächengewässer ein, während die großen Anlagen mit einem viel höheren Verdünnungsfaktor in große Flüsse einleiten (W&M, 1991).

Durch Den Oude (W&M, 1991) wurde die Statistik auf Grund der Anzahl an Einwohnergleichwerten neu berechnet.

Hieraus ergibt sich, daß für 5 Prozent des Einwohnergleichwertes ein Verdünnungsfaktor < 5 und für 10 Prozent ein Verdünnungsfaktor < 10 gilt.

3.1.7 Toxizität von Polyelektrolyten für aquatische Organismen

Die Toxizität von kationischen, nonionischen und anionischen Polyelektrolyten schwankt pro Produkt und pro Testorganismus stark (siehe Anlage 2).

Kationische Polyelektrolyte

Die $L(E)C_{50}$ von kationischen Polyelektrolyten schwankt von 0,06 mg/l bis 7.500 mg/l. Tabelle 5 zeigt die Bandbreite der akuten Toxizität von kationischen Polyelektrolyten für Fische, Algen, Bakterien, Krustaceen und Insekten. Bei vielen der in Anlage 2 genannten Daten handelt es sich um sowohl ausgewählte als auch nicht ausgewählte Polyelektrolyte oder um Produkte mit einer klaren Zusammensetzung.

Tabelle 5 $L(E)C_{50}$ von kationischen Polyelektrolyten für Fische, Algen, Bakterien, Krustaceen und Insekten

Art/Gruppe	LC_{50} oder EC_{50} (mg/l)
Fische	0,06 - 1.000
Algen	0,2 - 7.500
Bakterien	0,9 - 7.500
Krustaceen	<0,06 - 1.000
Insekten	<6,25 - >100

Die LC_{50} oder EC_{50} für Fische und Krustaceen ist in den meisten Tests geringer als 100 mg/l. Es ist nicht deutlich, wodurch die großen Unterschiede in der Toxizität verursacht werden. Die Unterschiede werden möglicherweise durch den Unterschied zwischen den Produkten verursacht.

Die Kommission für Wassergefährdende Stoffe in Deutschland hat kationische Polyelektrolyte in die WGK-Klasse 2 und 3 für Polyelektrolyte mit einer kationischen Ladung von < 15 % bzw. > 15 % eingeteilt (Hahn, 1993 a,b).

Die Einteilung in WGK-Klasse 2 ist die Folge folgender Eigenschaften:

- Biologisch nicht abbaubar;
- Keine Analyse in der Umwelt möglich;
- Hohe Toxizität für aquatische Organismen;
- Durch Bindung an Schlamm in der Klärung einfach zu entfernen.

Die Einteilung in WGK-Klasse 3 ist die Folge der höheren Toxizität von kationischen Polyelektrolyten mit einer Ladung >15 %. Die WGK-Klassen-Einteilung schwankt von 0 - 3, wobei 3 die höchste Klasse ist. Diese WGK-Klassen geben an, daß kationische Polyelektrolyte ein mäßiges bis hohes Risiko für die aquatische Umwelt darstellen. Dies bedeutet jedoch nicht, daß eine zielgerichtete Anwendung durch diese Klasseneinteilung eingeschränkt wird.

Es gibt Hinweise, daß der Wirkungsmechanismus von kat-ionischen Polyelektrolyten für Fische mehr auf einer mechanischen als auf einer chemischen Reaktion beruht (BASF, 1993). Es kommt zu einer Adsorption der kationischen Polyelektrolyte an die anionisch (negativ) geladene Kiemenoberfläche von Fischen, was möglicherweise den Sauerstoffaustausch beeinflußt und das Ionengleichgewicht (zer)stört (Goodrich, 1991). Nach Informationen eines Lieferanten sind kationische flüssige Polymere in verdünnten Lösungen für Fische durch Agglomeration auf der Mucusschicht (Schleimhaut) toxisch. Die Effekte auf aquatische Organismen hängt zum größten Teil von der ionischen Ladung des Polymers ab (Hall und Miranda, 1991). Bei Fischen kommt es nach einer Polyelektrolytsexposition im Kiemengewebe zu einer Hyperplasie des Lamellenepithels.

Eine Hyperplasie ist eine starke Zellenvermehrung in den Interlamarräumen in den Kiemen (Hall und Miranda, 1991). Spraggs (1992) signalisiert eine signifikante Verhaltensänderung bei *Salmo Gairdneri* (Fisch) nach Exposition an verschiedene Polymere und Monomere. Spraggs zieht aufgrund seiner Untersuchung die Schlußfolgerung, daß die Polymere toxischer sind als die Monomere, und daß das Effluent von Kläranlagen durch die Anwendung von Polyelektrolyten möglicherweise ein Risiko für das Ökosystem in dem aufnehmenden Wasser beinhalten kann.

Aus der Studie von Hall und Miranda (1991) ergibt sich, daß die Toxizität der verschiedenen kationischen Polyelektrolyte für Krustaceen nicht mit der Ladung oder dem Molekulargewicht zusammenhängen. Die Effekte auf Krustaceen sind nach Angaben von Hall und Miranda vor allem die Folge der Bildung von aggregiertem Polyelektrolyt, in dem die Krustaceen gefangen werden. Es wurde daher auch keine typische Dosis-Responsbeziehung nachgewiesen.

Bindung von kationischen Polyelektrolyten an Humusteilchen

Bei Feldbeobachtungen wurden wenig Vergiftungsfälle für Fische protokolliert. Dies ist wahrscheinlich die Folge der Bindung von kationischen Polyelektrolyten an negativ geladene gelöste Stoffe im Oberflächenwasser, wodurch die Verfügbarkeit des geladenen Polyelektrolyts für den Fisch abnimmt (Goodrich, 1991). Eine Zugabe von negativ geladenen Stoffen (Humussäure, Ton oder gelöste organische Stoffe) reduziert die akute Toxizität (LC_{50}) für Fische und Wasserflöhe (*Daphnia*). Aus Goodrich (1991) ergibt sich, daß der wirksame Stoff in Anwesenheit von Humussäure reagiert, wobei es zu einer Konzentrationsverringerung des wirksamen Stoffes kommt. Bei einem Humusgehalt zwischen 5 und 50 mg/l schwankt die durchschnittliche Konzentrationsverringerung für vier unterschiedliche Polymerarten zwischen einem Faktor 12 und 62. Diese Konzentrationsverringerung ist nicht vollständig durch die Adsorptionsisotherme erklärbar. Humus kommt sowohl in gelöster als auch in suspendierter Form in jedem Oberflächenwasser in einem Gehalt zwischen 5 und 20 mg organischer Stoff pro Liter vor. Die Makromoleküle von Humus und Fulvinsäuren enthalten eine große Anzahl von negativ geladenen Karboxylgruppen, die mit den kationischen Gruppen des Polyelektrolyts eine stabile Bindung bilden.

Nonionische Polyelektrolyte

Die LC_{50} von nonionischen Polyelektrolyten für Krustazeen schwankt zwischen 0,08 und 53 mg/l und für Fische zwischen 8 und 3.500 mg/l. Es ist unklar, wodurch die großen Unterschiede in der Toxizität verursacht werden.

Die Kommission für Wassergefährdende Stoffe in Deutschland hat nonionische Polyelektrolyte gemeinsam mit anionischen Polyelektrolyten in die WGK-Klasse 2 eingeteilt (Hahn, 1993c). Dies heißt, daß nonionische Polyelektrolyte ein mäßiges Risiko für das aquatische Milieu darstellen. Dies bedeutet im übrigen nicht, daß eine zielgerichtete Anwendung dieser Stoffe in der Trinkwasserbereitung, der Oberflächenwasserbearbeitung und der Abwasserbehandlung durch diese Klasseneinteilung eingeschränkt wird. Die Einteilung in WGK-Klasse 2 beruht auf den folgenden Eigenschaften von nonionischen Polyelektrolyten:

- Biologisch nicht abbaubar;
- Hohe Toxizität für Fische und Algen;
- Keine Analyse in der Umwelt möglich.

Über die toxische Wirkung von nonionischen Polyelektrolyten hat man keine Informationen gefunden.

Anionische Polyelektrolyte

Die LC_{50} von anionischen Polyelektrolyten für Krustazeen schwankt von 0,06 mg/l bis > 3.333 mg/l. Die LC_{50} für Fische schwankt zwischen 18 und 811 mg/l. Es ist unklar, wodurch die großen Unterschiede in der Toxizität verursacht werden. Die Kommission für Wassergefährdende Stoffe in Deutschland hat anionische Polyelektrolyte gemeinsam mit nonionischen Polyelektrolyten in die WGK-Klasse 2 eingeteilt (Hahn, 1993c). Anionische Polyelektrolyte stellen daher ein mäßiges Risiko für das aquatische Milieu dar.

Über den Wirkungsmechanismus von anionischen Polyelektrolyten hat man keine Informationen gefunden.

Ausgewählte kationische und anionische Polyelektrolyte

Für die selektierten Polyelektrolyte sind die Toxizitätswerte, die von den Lieferanten angegeben worden sind, in Tabelle 6 zusammengefaßt. Über die ausgewählten anionischen Produkte hat man keine Daten über die Toxizität erhalten.

Die $L(E)C_{50}$ der ausgewählten kationischen Polyelektrolyte schwankt zwischen 0,12 bis 190 mg/l.

Der Unterschied in der Toxizität wird unter anderem durch einen Unterschied in der Empfindlichkeit von Testorganismen und einem Unterschied in den Testbedingungen und Testverfahren verursacht. Tabelle 7 zeigt die Bandbreite der $L(E)C_{50}$ von ausgewählten flüssigen und festen kationischen Polyelektrolyten pro Gruppe von Organismen. Die Toxizität von flüssigen und festen Polyelektrolyten für Fische liegt in derselben Größenordnung.

Tabelle 6 Toxizitätswerte eines flüssigen und eines festen kationischen Polyelektrolyts von fünf unterschiedlichen Lieferanten, und eines festen und flüssigen anionische Polyelektrolyts

Produkt ²	Polyelektrolyt-Typ	Art	Kriterium	Testdauer in Stunden	Konzentration (mg/l)
a2	flüssig kationisch	Crangon crangon (SalzwasserKrustazeen)	LC ₅₀	96	190
d1	flüssig kationisch	keine Daten			
b1	flüssig kationisch	Daphnia magna (Krustazeen)	LC ₅₀	48	0,28
		Salmo gairdneri (Fisch)	LC ₅₀	96	0,3
		Lepomis macrochirus (Fisch)	LC ₅₀	96	0,7
		Salmo gairdneri (Fisch)	LC ₅₀	96	42 ¹
e2	flüssig kationisch	Bakterie	EC ₅₀	-	1,8
		Bakterie	EC ₁₀₀	-	36,6
b2	flüssig kationisch	Lepomis macrochirus (Fisch)	LC ₅₀	96	2,5
		Salmo sp. (Fisch)	LC ₅₀	96	0,94
		Daphnia sp. (Krustazeen)	LC ₅₀	48	0,12
c1	flüssig kationisch	Pimephales promelas (Fisch)	LC ₅₀	-	44,3
		Brachydanio rerio (Fisch)	LC ₅₀	48	6,88
		Daphnia (Krustazeen)	LC ₅₀	48	2
a1	fest kationisch	keine Daten			
c2	fest kationisch	Pimephales promelas (Fisch)	LC ₅₀	48	2,01
		Pimephales promelas (Fisch)	LC ₅₀	96	1,75
		Ceriodaphnia (Krustazeen)	LC ₅₀	24	0,5
		Ceriodaphnia (Krustazeen)	LC ₅₀	48	0,45
e1	fest kationisch	Alge	NOEC	-	<1
		Bakterie	EC ₅₀	-	0,9
		Daphnia sp. (Krustazeen)	EC ₅₀	-	70
		Leuciscus idus melanotus (Fisch)	LC ₅₀	96	0,75
d2	fest kationisch	keine Daten			
b4	fest kationisch	Oncorhynchus mykiss (Fisch)	LC ₅₀	96	5,7 ²
		Lepomis macrochirus (Fisch)	LC ₅₀	96	4,8
		Oncorhynchus mykiss (Fisch)	LC ₅₀	96	0,47
		Pimephales promelas (Fisch)	LC ₅₀	96	5,2
		Daphnia magna (Krustazeen)	EC ₅₀	48	24
		Ceriodaphnia dubia (Krustazeen)	EC ₅₀	48	11
a3	flüssig anionisch	keine Daten			
b3	fest anionisch	keine Daten			

¹ Humussäure im Test zugesetzt

² Kodiert pro Lieferant

Tabelle 7 L(E)C₅₀ von flüssigen und festen kationischen Polyelektrolyten für Fische, Algen und Bakterien und Krustazeen

Art/Gruppe	LC ₅₀ oder EC ₅₀ flüssige Polyelektrolyte (mg/l)	LC ₅₀ oder EC ₅₀ feste Polyelektrolyte (mg/l)
Fische	0,3 - 44,3	0,47 - 5,2
Algen und Bakterien	1,8	0,9
Krustazeen (Süßwasser)	0,12 - 2	0,45 - 70
Krustazeen (Salzwasser)	190	-

3.1.8 Toxizität von Nebenprodukten für aquatische Organismen

Toxizitätsdaten der Nebenprodukte von Polyelektrolyten wurden in Tabelle 8 aufgenommen.

Tabelle 8 Toxizität der Nebenprodukte von Polyelektrolyten

Produkt	Art	Gruppe	Kriterium	Konzentration (mg/l)	Referenz
Akrylamid	<i>Photobacterium phosphoreum</i>	Bakterie	EC ₅₀ Lumineszenz	13 506	1
	<i>Selenastrium capricornutum</i>	Alge	EC ₅₀ Zellwachstum	72	1
	<i>Daphnia magna</i>	Krustazee	48 h LC ₅₀	160	1
		Krustazee	48 h LC ₅₀	98	1
	<i>Mysidopsis bahia</i> (Salzwasser)	Insekt	96 h LC ₅₀	78	1
	<i>Paratanytarsus parthenogenica</i>	Fisch	28 d NOEC Letalität	2,8	1
	Verschiedene Fische	Fisch	28 d NOEC	4,4	1
	<i>Heteropneustes fossilis</i>	Fisch	Reproduktion	410	1
	<i>Rasbora heteromorpha</i>	Fisch	48 h LC ₅₀	56	2
	<i>Salmo trutta</i>	Fisch	9 d LOEC Nahrungsverhalten	124 - 165	1
	<i>Carassius auratus</i>	Fisch	96 h LC ₅₀	85 - 88	1
	<i>Salmo gairdneri</i>	Fisch	EC ₅₀ Verhalten	87	1
			48 h LC ₅₀	130	1
			96 h LC ₅₀	406	1
			48 h LC ₅₀	460	1
			24 h LC ₅₀	25	1
			14 d NOEC Letalität	25	1
		14 EC Leberschädigung	140	4	
		LC ₅₀	8	4	
		EC ₅₀ Fluchverhalten	0,9	3	
Hydroxypropionitril	<i>Lepomis macrochirus</i>	Fisch	96 h LC ₅₀	0,9	3
	<i>Pimephales promelas</i>	Fisch	96 h LC ₅₀	1,37	3
	<i>Poecilia reticulata</i>	Fisch	96 h LC ₅₀	0,21 ⁴	3
	<i>Lagodon rhomboides</i>	Fisch	24 h LC ₅₀	211	5
Polyakrylat	<i>Leuciscus idus</i>	Fisch	48 h NOEC	130	5
Methylmethakrylat	<i>Pimephales promelas</i>	Fisch	96 h LC ₅₀	5	5
Ethylakrylat	undefiniert	Fisch	72 h LC ₅₀	12	5
	<i>Artemia salina</i> (Salzwasser)	Krustazee	24 h LC ₅₀		
Akrylat	<i>Pseudomonas putida</i>	Bakterie	Tox. thresh.	4,1	3
	<i>Microcystis aeruginosa</i>	Cyanobakterie	Tox. thresh.	0,15	3
	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Grünalge	Tox. thresh.	18	3

Tox. thresh. = Toxizitätsgrenze, bei der es zu einer Hemmung der Zellvermehrung kommt (= EC₅₀)

- 1) BUA 1995
- 2) Crndele 1990
- 3) Verschueren 1983
- 4) Spragg 1982
- 5) BKH 1992

Die akute Toxizität (LC₅₀) des Monomers Akrylamid schwankt zwischen 72 und 460 mg/l für Algen, Krustazeeen, Insekten und Fische. Akrylamid ist also mäßig bis wenig toxisch > 1 mg/l bzw. > 100 mg/l). Akrylamid ist weniger toxisch als Polyelektrolyt. Die Toxizität von Akrylamid für Bakterien ist sehr gering. Die chronische Toxizität (NOEC) von Akrylamid ist ein Faktor 10 - 30 geringer als die akute und schwankt von 2,0 bis 25 mg/l mit Effekten auf Letalität, Reproduktion und Wachstum. Aus einer Feldstudie, in deren Rahmen Insekten in einem kleinen Fluß studiert wurden, ergibt sich, daß 0,05 mg/l Akrylamid nach sechsständiger Exposition zu einer Abnahme in der Populationsgröße und in der Artenvielfalt führt. Nach drei Wochen wurde nur noch der Wasserkäfer *Hydropsyche instabilis* beobachtet. Nach vier beziehungsweise acht Wochen kommt es zu einer Rekolonisierung einiger Arten mit geringen Dichten (WHO/PCS, 1995). Aus der Feldstudie ergibt sich, daß Effekte von Akrylamid bei sehr geringen Konzentrationen auftreten können.

Die akute Toxizität von Hydroxypropionitril schwankt von sehr toxisch (< 1 mg/l) bis mäßig toxisch, mit Werten, die von 0,2 bis 1,4 mg/l schwanken.

Die akute Toxizität von Akrylat schwankt ebenfalls von sehr toxisch bis mäßig toxisch. Ethylakrylat ist mäßig toxisch, während Methylmethakrylat und Polyakrylat wenig toxisch sind (> 100 mg/l). Es scheint so zu sein, daß die Toxizität mit der Kettenlänge der Akrylate abnimmt. Die Toxizität von Hydroxypropionitril und Akrylaten liegt in derselben Größenordnung wie die Toxizität von Polyelektrolyt.

Über die Toxizität anderer Nebenprodukte von Polyelektrolyt wurden keine Daten gefunden. Die Toxizität von Petroleumdestillat und mineralischen Ölen ist durch die Vielfalt der Zusammensetzung der verschiedenen ölarartigen Produkte schwer feststellbar.

3.1.9 ARBO-Aspekte bei der Anwendung

Polyelektrolyte

Bei der Betrachtung von ARBO-Aspekten bei der Anwendung von Polyelektrolyten muß zwischen flüssigen und festen Produkten unterschieden werden. Feste Produkte sind Puder, Körner oder Pellets.

Die meisten flüssigen Polyelektrolyte werden als Stoffe, die für Haut und Augen reizend sind, klassifiziert. Die Möglichkeit, mit flüssigen Polyelektrolyten in Kontakt zu kommen, ist jedoch sehr gering. Nur bei Störungen und bei dem Anschluß von Polyelektrolyten an das Dosiersystem kann es zu einem Kontakt mit dem (konzentrierten) Produkt kommen. Das Tragen von Sicherheitsbrille und Handschuhen sollte bei diesen Arbeiten verpflichtet werden.

Feste Produkte verursachen keine Reizung der Haut, der Augen oder der Atemwege. Die Möglichkeit, mit festen Produkten, insbesondere mit puderförmigen, in Kontakt zu kommen, ist größer als mit flüssigen Produkten. Vor allem beim Anschluß von Verpackungen an das Dosiersystem kann es zu einer Staubbildung kommen. Beim Einatmen von Staub kann es zu einer Reizung der Atemwege kommen. Diese Reizung ist jedoch nicht chemischer, sondern mechanischer Art. Wenn in dem Raum, wo die Staubbildung entsteht, Wasser vorhanden ist, können Polyelektrolyte eine glatte Substanz bilden, weswegen dann die Gefahr des Ausrutschens gegeben ist. Mit der Einführung sogenannter "big bags" wurde die Anzahl von Kontaktmomenten mit festem Polyelektrolyt stark reduziert. Durch die Anwendung kornförmiger Mittel und Mittel in Pelletform wird die Staubbildung reduziert.

Nebenprodukte

Neben dem aktiven Stoff gibt es verschiedene Nebenprodukte. In einigen Fällen sind diese Nebenprodukte für den Mensch gefährlicher als die aktiven Stoffe selbst. In Anlage 4 wird ausführlicher auf die Effekte verschiedener Nebenprodukte eingegangen.

Das Nebenprodukt Akrylamid kommt in der niederländischen Liste krebserregender Stoffe vor und fällt unter die zusätzliche Registrierungspflicht für krebserregende Stoffe (siehe 4.5). Bei der ergänzenden Registrierungspflicht für Stoffe, die der Fortpflanzung schaden können, wird empfohlen, eine Kopplung der Registrierung von unter anderem Akrylamid vorzunehmen, da mutagene Stoffe Effekte auf die Fortpflanzung verursachen können (SZW 1995).

3.1.10 Gesetzgebung bezüglich Polyelektrolyte

Zur Feststellung von Umweltrisiken von Stoffen braucht man Informationen über Polyelektrolyte und die Nebenprodukte. Die heutigen Gesetze und Bestimmungen bieten vielleicht eine Möglichkeit, Lieferanten zur Abgabe von Informationen zu verpflichten. Polyelektrolyte unterliegen den Gesetzen für Polymere.

Die Niederländischen Stoffgesetze für Polymere sind noch in Arbeit. Die OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) arbeitet zur Zeit an Definitionen für Polymere. Es wird an der Aufstellung von Parametern und Kriterien für die Einschätzung der Umweltgefährdung von Polymeren und an der Aufstellung von Methoden, um diese Parameter zu bestimmen, gearbeitet. In verschiedenen Ländern werden Polymerprodukte von den Herstellern im Rahmen von Stoffgesetzen angemeldet. Hierfür bestehen pro Land unterschiedliche Anmeldeverfahren.

In EU-Zusammenhang müssen neue chemische Stoffe bei den Behörden im Rahmen der Richtlinie 79/831/EWG, bevor sie auf dem Innenmarkt erscheinen dürfen, angemeldet werden.

Polyelektrolyte unterliegen nicht diesen Regeln, da sich diese Stoffe bereits lange auf dem Markt befinden und nicht als neue Stoffe bezeichnet werden.

Ab 1993 müssen im Rahmen der Verordnung 793/93/EWG Umweltdaten von bereits existierenden Stoffen (von vor dem Jahre 1981) beigebracht werden.

Unter diesen bestehenden Stoffen, mehr als 100.000, konzentriert sich die Aufmerksamkeit primär auf die High Production Volume (HPV)-Stoffe. Anhand der verfügbaren Daten werden Listen mit Stoffen zusammengestellt, denen innerhalb der EU-Politik wegen des Risikos, das sie für Mensch und/oder Umwelt darstellen, Priorität eingeräumt werden muß. 1994 wurde eine erste Prioritätsstoffliste zusammengestellt, in der die relevanten Polyelektrolyte nicht vorkommen. Die nächste Prioritätsstoffliste wird Ende 1995 anhand der Daten aus dem sogenannten HEDSET (die Datei, in der sich die von den Herstellern beigebrachten Umweltdaten befinden), für Stoffe genannt in Anhang I der Verordnung 793/93/EWG, aufgestellt. Polyelektrolyte stehen nicht in diesem Anhang. Akrylamid wurde aber in den Anhang aufgenommen. Für die Stoffe, die auf der Prioritätsliste stehen, wird im Auftrag der EU eine Risikobeurteilung durchgeführt.

Im Rahmen des Gesetzes Umweltgefährliche Stoffe (WMS) wurden in den Niederlanden eine "Beachtungsstoffliste" und eine "Prioritätsstoffliste" aufgestellt. In keiner der beiden Listen kommen Polyelektrolyte vor. Im Rahmen des niederländischen Gesetzes "Verschmutzung Oberflächenwasser" können Maßnahmen ergriffen werden, wenn Fragen bezüglich der Umweltgefährdung von Stoffen, die in das Oberflächenwasser und den Gewässerboden gelangen können, existieren.

3.2 Risikoanalyse

Für die ausgewählten kationischen Polyelektrolyte, für Akrylamid und Hydroxypropionitril werden im folgenden Risikoanalysen durchgeführt. Für anionische Polyelektrolyte und andere Nebenprodukte wurden keine Risikoanalysen durchgeführt, da hierfür unzureichende Daten zur Verfügung standen.

Die Risikoanalyse wurde durchgeführt, wie in § 2.4 beschrieben.

3.2.1 Risikoanalyse für kationische Polyelektrolyte

Berechnung der Predicted Environmental Concentration (PEC) für kationische Polyelektrolyte

Bei der Dosierung im Vorsedimentierungsbecken und in der Schlammstraße wurden die Polyelektrolyt-Konzentrationen im Effluent per Hand nach der Methodik des SIMPLETREAT-Modells (Anlage 1) berechnet.

Bei einer Dosierung im Nachsedimentierungsbecken wurde die Polyelektrolyt-Konzentration im Effluent mit Hilfe der Adsorptionsisotherme in den Abbildungen 6 und 7 (Anlage 3) abgelesen. Die berechneten Konzentrationen im Effluent sind wiedergegeben in Tabelle 9.

Diese Effluentkonzentrationen resultieren bei Anwendung der Verdünnungsfaktoren für 5 Perzentil und 50 Perzentil in Konzentrationen im Oberflächenwasser (PEC), die auch in Tabelle 9 wiedergegeben sind.

In der Praxis ist eine Dosierung von Polyelektrolyten in der Schlammwässerung die gebräuchlichste Methode.

Bei einer Dosierung an dieser Stelle wird eine Konzentration im Oberflächenwasser von 0,01 - 0,13 µg/l berechnet.

Tabelle 9 Berechnete PEC bei Dosierung in der Vorsedimentierung, Schlamm-eindickung, Schlammwässerung und Nachsedimentierung

Dosierstelle	Belastung	Dosierung*** [g/kg Trocken- masse)	Konzentration im Filtrat [mg/l]***	Konzentration im Influent [mg/l]	Konzentration im Effluent [mg/l]	PEC* [µg/l]
Vorsedimentierung	gering	1 (mg/l)	-	1	0,017	0,04-0,23
Vorsedimentierung	stark	1 (mg/l)	-	1	0,036	0,08-0,48
Schlammstraße**	gering		20	0,2	0,053	0,01-0,04
Schlammstraße**	stark		20	0,2	0,001	0,02-0,13
Nachsedimentierung		1	-	4 nach Nachsedimentierung	0,05	0,10-0,67

* Die Bandbreite ist die Folge der verschiedenen Verdünnungsfaktoren (siehe Seite 4).

** Beruhend auf Dosierung in der Schlammwässerung

*** Siehe Anlage 1, Berechnung der Konzentrationen

Ableitung der No Effect Concentration (NEC) für kationische Polyelektrolyte

Daten über die Toxizität der ausgewählten kationischen Polyelektrolyte, die von den Wasserqualitätsverwaltern eingesetzt werden, sind aufgenommen in Tabelle 6. Es stehen für die ausgewählten kationischen Polyelektrolyte weniger als vier chronische NOEC-Werte zur Verfügung. Für die Berechnung der NEC wurden daher Extrapolationsfaktoren, wie beschrieben in Kapitel 2, benutzt.

Für die Ableitung der NEC wurden die Toxizitätsdaten von festen und flüssigen Polyelektrolyten zusammengefügt und wurde der geringste Toxizitätswert ausgewählt. Die geringste ermittelte LC₅₀ der verschiedenen ausgewählten kationischen Polyelektrolyte beträgt für Daphnia sp. 0,12 mg/l. Nach Tabelle 2 müßte ein Extrapolationsfaktor von 1.000 zur Anwendung kommen, da für die Gruppe Algen ein L(E)C₅₀-Wert fehlt.

Für Algen wurde jedoch eine NOEC von <1 mg/l ermittelt. Darüber hinaus wurde für Bakterien eine LC₅₀ von 0,9 mg/l ermittelt. Aufgrund dieser zusätzlichen Daten ist es zu rechtfertigen, daß ein Extrapolationsfaktor von 100 benutzt wird, resultierend in einer NEC von 0,0012 mg/l.

PEC/NEC-Verhältnis für kationische Polyelektrolyte

Ein Vergleich der verschiedenen PEC mit der NEC ergibt PEC/NEC-Verhältnisse. Die PEC ist dabei die berechnete Konzentration im Oberflächenwasser, und die NEC die Konzentration, bei der kein Effekt für aquatische Organismen erwartet wird.

Die berechneten PEC/NEC-Verhältnisse, bei einer Dosierung von Polyelektrolyten an vier verschiedenen Stellen, sind wiedergegeben in Tabelle 10. Die PEC/NEC-Verhältnisse sind in allen Fällen kleiner als 1. Dies bedeutet, daß kein Risiko für aquatische Organismen vorliegt.

Tabelle 10 PEC/NEC-Verhältnisse bei einer Dosierung von kationischen Polyelektrolyten an verschiedenen Stellen im Klärprozeß

Dosierstelle	Belastung	PEC/NEC-Verhältnis
Vorsedimentierung	gering	0,03 - 0,19
Vorsedimentierung	stark	0,07 - 0,40
Schlammstraße*	gering	0,01 - 0,03
Schlammstraße*	stark	0,02 - 0,11
Nachsedimentierung	-	0,09 - 0,56

*** Beruhend auf Dosierung in der Schlammwässerung

3.2.2 Risikoanalyse für zwei Nebenprodukte

Berechnung der Predicted Environmental Concentration (PEC) für Akrylamid und Hydroxypropionitril

Bei der Berechnung der Konzentration von Akrylamid und Hydroxypropionitril im Influent wurde davon ausgegangen, daß Polyelektrolyte 0,1% Akrylamid und 0,05% Hydroxypropionitril als Prozentsatz des aktiven Polyelektrolyts enthalten.

Wenn angenommen wird, daß Akrylamid und Hydroxypropionitril in Kläranlagen nicht abgebaut werden, und daß keine Adsorption in den Schlamm stattfindet, dann entspricht die Konzentration im Effluent der Konzentration im Influent. Die Hypothese, daß Akrylamid nicht abgebaut wird, ist eine worst-case-Hypothese. Die berechneten Konzentrationen im Influent und im Effluent sind wiedergegeben in Tabelle 11.

Die Konzentrationen im Effluent resultieren bei Anwendung der verschiedenen Verdünnungsfaktoren in Konzentrationen im Oberflächenwasser (PEC), die in Tabelle 11 wiedergegeben sind.

Tabelle 11 Berechnete Konzentration der Nebenprodukte Akrylamid und Hydroxypropionitril im In- und Effluent und die berechnete PEC

Dosierstelle	Dosierung Polyelektrolyt (mg/g Trockenmasse)	Konzentration im In- und Effluent ($\mu\text{g/l}$)		PEC ($\mu\text{m/l}$)	
		Akrylamid	Hydroxypropionitril	Akrylamid	Hydroxypropionitril
Vorsedimentierung	1 (mg/l)	1	0,5	0,03 - 0,2	0,016 - 0,1
Schlammstraße	10	0,2	0,1	0,006 - 0,04	0,003 - 0,02
Nachsedimentierung	1*	4	2	0,125 - 0,8	0,063 - 0,4

* 4 mg/l in der Nachsedimentierung

Ableitung der No Effect Concentration (NEC) für Akrylamid und Hydroxypropionitril

Daten über die Toxizität von Akrylamid wurden für Bakterien, Algen, Krustazeeen und Fisch gefunden (Tabelle 8). Chronische NOECs stehen für Krustazeeen und Fisch zur Verfügung. Akute $L(E)C_{50}$'s stehen für Fische, Krustazeeen, Algen und Bakterien zur Verfügung. Die Ableitung der NEC beruht auf einem Extrapolationsfaktor von 10 bei der geringsten NOEC, auf einem Extrapolationsfaktor von 100 bei der geringsten EC_{50} . Die geringste ermittelte NOEC beträgt 2,0 mg/l und die geringste ermittelte EC_{50} 72 mg/l. Eine Extrapolation mit einem Faktor 10 beziehungsweise 100 resultiert in NEC-Werten von 0,2 bzw. 0,7 mg/l. Hiervon wählt man den niedrigsten Wert (0,2 mg/l) als NEC.

Für Hydroxypropionitril wurden nur Daten über die akute Toxizität gefunden. Für die Ableitung der NEC kommt ein Extrapolationsfaktor von 1.000 auf die geringste LC_{50} von 215 $\mu\text{m/l}$ zur Anwendung, wodurch die NEC 0,215 $\mu\text{g/l}$ beträgt.

PEC/NEC-Verhältnis für Akrylamid und Hydroxypropionitril

Die berechneten PEC/NEC-Verhältnisse sind wiedergegeben in Tabelle 12.

Für Akrylamid wurden die PEC/NEC-Verhältnisse bei einer Dosierung sowohl in der Vorsedimentierung, in der Schlammstraße als auch in der Nachsedimentierung auf viel geringer als 1 berechnet. Das in Polyelektrolyten vorhandene Akrylamid stellt kein potentielles Risiko für aquatische Organismen dar.

Für Hydroxypropionitril wird ein PEC/NEC-Verhältnis kleiner als 1 bei Dosierung von Polyelektrolyten in der Vorsedimentierung und in der Schlammstraße berechnet. Dies bedeutet, daß eine Dosierung an dieser Stelle nicht zu einem Risiko für aquatische Organismen führt.

Die PEC/NEC-Verhältnisse bei einer Dosierung von Polyelektrolyten in der Nachsedimentierung liegen über 1, bei einem Verdünnungsfaktor von 5 für kleine Anlagen, die in kleine Gewässer einleiten (5%-Prozentsatz). Das bedeutet, daß bei einer Dosierung an diesen Stellen (gerade) ein Risiko für aquatische Organismen vorliegt. Bei einer Dosierung von Polyelektrolyten an mehreren Stellen gleichzeitig stellt Hydroxypropionitril möglicherweise aber ein Risiko für aquatische Organismen dar.

Es sei hier bemerkt, daß der Abbau von Hydroxypropionitril und dessen Adsorption an Schlamm nicht berücksichtigt worden sind und der höchste Extrapolationsfaktor benutzt werden muß.

Tabelle 12 Berechnetes PEC/NEC-Verhältnis für die Nebenprodukte Akrylamid und Hydroxypropionitril

Dosierstelle	PEC/NEC-Akrylamid	PEC/NEC-Hydroxypropionitril
Vorsedimentierung	0,00015 - 0,001	0,46 - 0,074
Schlammstraße	0,00003 - 0,0002	0,01 - 0,09
Nachsedimentierung	0,0006 - 0,004	0,29 - 1,86

4 DISKUSSION

4.1 Umweltgefährdung

In dieser orientierenden Untersuchung wurde nur die Polyelektrolyt-Anwendung in Kläranlagen berücksichtigt. Die Anwendung von Polyelektrolyten in allen anderen Prozessen, wie in der Trinkwasserbereitung und in der Reinigung von industriellem Abwasser, blieb unberücksichtigt. Darüber hinaus hat sich diese Untersuchung auf die Ausbreitung von Polyelektrolyten in Wasser beschränkt.

Polyelektrolyte und möglicherweise auch die Nebenprodukte adsorbieren stark an Schlamm. Das Nebenprodukt Akrylamid adsorbiert nicht an Schlamm. Die Verarbeitung und die Anwendung des Schlammes verursachen möglicherweise ein Risiko für andere Umweltbereiche (Luft, Grundwasser und Boden).

Die Risikoanalyse wurde nur für kationische Polyelektrolyte und zwei Nebenprodukte von Polyelektrolyten durchgeführt. Für die anionischen Polyelektrolyte und andere Nebenprodukte von Polyelektrolyten fehlen die Daten. Eine Risikoanalyse für diese Stoffe müsste jedoch auch durchgeführt werden.

Das Risiko für aquatische Organismen wurde festgestellt, indem die (berechnete) Konzentration von Polyelektrolyten im Oberflächenwasser (PEC) mit einer abgeleiteten Konzentration, die für aquatische Organismen "sicher" ist (NEC), verglichen wurde. Sowohl bei der Berechnung der PEC als auch bei Ableitung der NEC wurde von einem "worst-case" ausgegangen, wobei Bemerkungen zu machen sind.

4.2 Anmerkungen zur Berechnung der PEC

Modellmäßiges Konzept

Die Konzentration von Polyelektrolyten im Oberflächenwasser stammt nicht aus Messungen im Oberflächenwasser, sondern wurde modellmäßig aus einer Anzahl von Daten über Polyelektrolyt-Dosierungen in Kläranlagen und aus Daten, die von Herstellern von Polyelektrolyten beigebracht wurden, abgeleitet.

Bei der Berechnung der Konzentration im Influent wurde von einem Filtratprozentsatz im Influent von 1 und 5% in der Schlammmentwässerung und in der Schlammeindickung ausgegangen. In der Praxis können im Influent durch zentrale Schlammmentwässerung, variable Schlammzunahme und einen variablen Trockenmasseprozentsatz andere Filtratprozentsätze vorkommen. Dies führt zu einer anderen PEC und dadurch zu einem anderem PEC/NEC-Verhältnis, das vor allem nach oben abweichen wird.

Dosierung von Polyelektrolyten

Bei der Berechnung der PEC wurde von Influentkonzentrationen von 1 mg Polyelektrolyt/l in der Voredimentierung, 0,04 mg Polyelektrolyt/l in der Schlamm-eindickung, 0,2 mg Polyelektrolyt/l in der Schlammmentwässerung und einer Dosierung von 1 g Polyelektrolyt/kg Trockenmasse in der Nachsedimentierung ausgegangen.

In der Praxis können andere Dosierungen zur Anwendung kommen, was zu einer anderen PEC und damit zu einer anderen PEC/NEC, die sowohl nach oben als auch nach unten abweichen kann, führt.

- Bei einer Unterdosierung in der Schlammeindickung nimmt der Adsorptionsprozentsatz von Polyelektrolyt an Schlamm von 90% auf 98% zu (Schumann, 1991). Die Unterdosierung kann zu einer Überschätzung des berechneten PEC/NEC-Verhältnis führen.
- In der Schlammentwässerung wird häufig überdosiert, weil ein hoher Trockenstoffprozentsatz des Schlamms wünschenswert ist.

Durch Überdosierung wird der Adsorptionsprozentsatz in der Schlammentwässerung von 95% auf 90% verringert, was zu einer Unterschätzung des berechneten PEC/NEC-Verhältnisses mit einem Faktor 2 bei Dosierung in der Schlammentwässerung führt. Eine Überdosierung muß also vermieden werden.

Abbaubarkeit

Bei der Berechnung der PEC wurde davon ausgegangen, daß kationische Polyakrylamide mit einer Esterbindung schnell hydrolysiert werden. Nach Schumann (1991) werden Polyelektrolyte zwar zu Cholin und einem anionischen Polyakrylamid hydrolysiert, ist dieses anionische Polyakrylamid aber schlecht abbaubar. Unklar ist, wie stark die Toxizität dieses Abbauproduktes ist.

Non-Estertypen von Polyelektrolyten hydrolysieren nicht.

Reinheit von Polyelektrolyten

Bei der Berechnung der PEC von Akrylamid und Hydroxypropionitril wurde von Gehalten in Polyelektrolyten von 0,1% bzw. 0,05% ausgegangen. Diese Gehalte weichen in Wirklichkeit möglicherweise nach oben oder nach unten ab, was Konsequenzen für die PEC hat.

4.3 Anmerkungen zur Ableitung der NEC

Für die Ableitung der NEC wurde von den in dem Gleichförmigen Beurteilungssystem Stoffe (UBS) angewendeten Extrapolationsfaktoren ausgegangen. Im UBS werden drei Extrapolationsfaktoren unterschieden:

- Ein Faktor 10 zur Extrapolation von Daten für eine einzige Art auf das Ökosystem;
- Ein Faktor 10 für die Extrapolation von Daten über akute Effekte auf chronische Effekte;
- Ein Faktor 10, wenn wenig Daten zur Verfügung stehen.

Der erste Faktor kommt immer bei der Ableitung einer NEC zur Anwendung. Der zweite Faktor kommt nur zur Anwendung, wenn Arten über akute Effekte benutzt werden. Der dritte wird benutzt, wenn Daten für eine Gruppe für mehrere der Gruppen Fisch, Alge und Krustazee fehlen. Der Extrapolationsfaktor, der für die Ableitung der NEC benutzt wird, kann von 10 bis 1.000 ($10 * 10 * 10$) schwanken. Die Höhe der Extrapolationsfaktoren (10) wurde willkürlich gewählt, kommt aber bei der Ableitung der NEC in vielen Risikoanalysen zur Anwendung. Auch die Entscheidung für die Benutzung von (maximal) drei Extrapolationsfaktoren ist willkürlich, kommt aber häufig zur Anwendung.

Die meisten Toxizitätsdaten wurden in Dokumenten, die von den Lieferanten der Polyelektrolyte abgegeben wurden, gefunden. In diesen Dokumenten befindet sich keine Information über die Bedingungen, unter denen Toxizitätstests durchgeführt wurden, und über angewandte Testverfahren. Die Toxizitätsdaten sind möglicherweise zu hoch oder zu niedrig, was zu einer Unter- bzw. Überschätzung der NEC führen kann. Bei einem Vergleich von Toxizitätsdaten, die von Lieferanten beigebracht wurden, mit den Toxizitätsdaten aus der Literatur werden jedoch keine großen Unterschiede festgestellt.

Die Toxizität der unterschiedlichen Polyelektrolyte schwankt stark. In der Risikoanalyse wurde von Toxizitätsdaten der toxischsten ausgewählten Polyelektrolyte ausgegangen. Viele Polyelektrolyte sind weniger toxisch. Es ist möglich, daß die NEC dadurch zu niedrig ist.

Für die Gesamtgruppe der kationischen Polyelektrolyte sind aber einige chronische Toxizitätsdaten für Fische, Wasserflöhe und Algen bekannt. Es handelt sich hier um Polyaminderivate, die nicht hydrolysieren, so daß bei einer Anwendung in der Vor- oder Nachsedimentierung eine Effluentkonzentration zwischen 20 und 100 $\mu\text{m/l}$ entstehen kann. Die geringste NOEC für diese Gruppe ist 0,1 mg/l. Kommt hierauf der Sicherheitsfaktor 10 zur Anwendung (nach Tabelle 2), dann beträgt die NEC 10 $\mu\text{m/l}$.

4.4 **Bemerkung zur Risikoanalyse der Nebenprodukte**

Die in Polyelektrolyt-Produkten vorkommenden Nebenprodukte sind nicht ausreichend spezifiziert, um eine vollständige Risikoanalyse durchführen zu können. Die Risikoanalyse für Hydroxypropionitril zeigt, daß Nebenprodukte aber unter bestimmten Bedingungen ein potentiell Risiko darstellen können. Die Ölfraction des Polyelektrolyts adsorbiert vor allem an Schlamm und ist häufig gut abbaubar. Eine eingehendere Angabe und Kontrolle der im Produkt vorkommenden Nebenprodukte kann man nur über eine Zertifizierung des Produktes erhalten. Da hierfür ein gesetzlicher Rahmen fehlt, ist es nicht zu erwarten, daß dies in naher Zukunft geschehen wird.

Es wurde davon ausgegangen, daß die genannten Nebenprodukte Akrylamid und Hydroxypropionitril nicht an Schlamm adsorbieren und nicht abgebaut werden. Dies ist eine worst-case Hypothese. Aus Abschnitt 3.1.5 ergibt sich jedoch, daß Akrylamid nach Adaption des Schlammes und in Oberflächenwasser sehr wohl abgebaut wird. Für Hydroxypropionitril ist dies nicht bekannt. Dies kann eine Überschätzung der PEC/NEC bedeuten.

4.5 **ARBO-Aspekte bei der Anwendung**

Die Risiken bei der Anwendung von Polyelektrolyten in Kläranlagen hängen stark von der Form (fest oder flüssig) und von der Dosiertechnik ab. Das Risiko hängt auch von der Zusammensetzung des Produktes ab. Insbesondere das Vorhandensein von Nebenprodukten kann Risiken verursachen.

In den Niederlanden wurde Akrylamid in die Liste krebserregender Stoffe aufgenommen. Die Exposition an diesen Stoff muß möglichst gering sein, darf auf jeden Fall den MAC-Wert (Maximal Akzeptierte Konzentration) nicht überschreiten. Für krebserregende Stoffe am Arbeitsplatz gilt, neben der "normalen" Registrierungspflicht, der alle toxischen Stoffe unterliegen, eine zusätzliche Registrierungspflicht. Diese zusätzliche Registrierung ist für ein Produkt, das einen krebserregenden Stoff enthält, Pflicht, wenn die Konzentration des krebserregenden Stoffes 0,1 % (Gewichtsprozent) des Produktes entspricht oder höher ist. Nach Angaben der Hersteller von Polyelektrolyten ist die Akrylamidkonzentration in Polyelektrolyten kleiner als 0,1 %.

SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die Risikoanalyse zeigt, daß bei einer kontinuierlichen Anwendung von Polyelektrolyten in der Vor- und Nachsedimentierung für 5. Perzentil des behandelten Abwassers, das in ein kleines Oberflächenwasser eingeleitet wird, das geschätzte Risiko, ausgedrückt in PEC/NEC, 0,19-0,56 beträgt. Hierzu sei bemerkt, daß in den Fällen, in denen das Oberflächenwasser eine langsame Durchströmungsgeschwindigkeit hat, die Hydrolyse nach 1.000 Metern zu einer weiteren Abnahme der Konzentration im Oberflächenwasser führen wird.

Bei Anwendung in der Schlammstraße und in Kläranlagen, die in größeres Oberflächenwasser einleiten, ist das PEC/NEC-Verhältnis deutlich viel kleiner als 1, und ist das Risiko zu vernachlässigen.

Aus der Risikoanalyse, die auf Daten, die von Herstellern von Polyelektrolyten beigebracht worden sind, beruht, ergibt sich, daß nur bei kontinuierlicher Polyelektrolyt-Anwendung in kleinen Kläranlagen, die in kleine Gewässer einleiten, eine PEC/NEC > 0,1 infolge der Anwendung von Polyelektrolyten gegeben sein kann. Dies könnte man als ein geringes ökotoxikologisches Risiko interpretieren. In diesen Fällen wird es durch die Einleitung von Rest-BZV, Ammonium und Schlamm mit Metallen bereits zu einem beträchtlichen Effekt auf das aquatische Ökosystem gekommen sein. Dadurch wird der Effekt der Zuführung von Polyelektrolyten, der zu einer besseren Effluentqualität für BZV und schwebende Stoffe führt, eher positiv als negativ sein. In diesen Fällen muß man bei der Dosierung von Polyelektrolyten in der Vorsedimentierung und in der Nachsedimentierung Vorsicht walten lassen.

Es ist nicht zu erwarten, daß irgendwo in den Niederlanden zu beobachtende negative Effekte von Polyelektrolyten auf das Ökosystem festzustellen sind.

In der angewandten Methodik für die Risikoanalyse wurde von einer Anzahl von Hypothesen ausgegangen, um die Polyelektrolyt-Konzentration im Effluent und die Toxizität einzuschätzen.

Insbesondere Meßdaten über Polyelektrolyt-Konzentrationen im aufnehmenden Oberflächenwasser und Daten über die chronische Toxizität von Polyelektrolyten können zu einer besseren Analyse der Risiken von Polyelektrolyten für aquatische Organismen beitragen.

Das Vorhandensein von Nebenprodukten in Polyelektrolyten kann nur bei einer Dosierung von Polyelektrolyten in der Nachsedimentierung von kleinen Kläranlagen, die in kleinere Gewässer einleiten (5. Perzentil), zu einem Risiko für aquatische Organismen führen. In der angewandten Methodik für die Risikoanalyse wurde von einem "worst-case" ausgegangen, was möglicherweise zu einer Überschätzung des Risikos führt. Häufig wurden die übrigen Nebenprodukte unzureichend spezifiziert, um deren Risiken einschätzen zu können.

Das Risiko für den Anwender von Polyelektrolyten hängt von der Form (fest oder flüssig) und der Dosiertechnik ab. Insbesondere Nebenprodukte in Polyelektrolyten können für den Anwender Risiken verursachen. Ein direkter Kontakt mit Polyelektrolyten muß vermieden werden: das Risiko wird dadurch reduziert.

LITERATURANGABEN

Biesinger, K.E., A.E. Lemke, W.E. Smits, R.M. Tyo, 1976

Comparative toxicity of polyelectrolytes to selected aquatic animals, *Journal of Water Pollution Control Federation* 58, 3, 207-213.

Biesinger, K.E., G.N. Stokes, 1986

Effects of synthetic polyelectrolytes on selected aquatic organisms, *Journal of Water Pollution Control Federation* 58, 3, 207-213.

BKH Adviesbureau, 1992

Aquatox Database Version 2.00.

BUA, 1993

Berater Acrylamid (2-Propensäureamid), BUA-Stoffbericht 103 (Stand: August 1992, Gesellschaft Deutscher Chemiker, S. Hirzel, Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft.

Buchholz, F.L., 1992

Poly-acrylamides and Poly(Acrylic Acids), p. 143-156. In: *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry*, vol. A21, fifth edition, VCH Publishers.

Cary, G.A., J.A. Mahon, W.J. Kuc, 1987

The effect of suspended solids and naturally occurring dissolved organics in reducing the acute toxicities of cationic polyelectrolytes to aquatic organisms, *Environmental Toxicology and Chemistry* 6, 469-474.

Criddle, J., 1990

A Review of the mammalian and aquatic toxicity of polyelectrolytes, report no. 2545, National Rivers Authority, England.

Gehr, R., J.G. Henry, 1982

The adsorption behavior of cationic polyelectrolytes in dissolved air flotation, *Water Science and Technology* 14, no. 6/7, 689-704.

Gehr, R., T. Soponkanaporn, 1990

Assessing polyelectrolyte behavior by size-exclusion chromatography, *J. of Environmental Engineering*, 116, no. 2, 343-360.

Goodrich, M.S., L.H. Dulak, M.A. Friedman, J.J. Lech, 1991

Acute and long-term toxicity of water-soluble cationic polymers to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and the modification of toxicity by humic acid, *Environmental Toxicology and Chemistry* 10, 509-515.

Goppers, V., et al, 1979

Polyelectrolyte persistence in a municipal water supply, *Journal of the American Watertreatment Works Association*, Vol 68, 319-321.

- Greef, J. de, A.C.M. de Nijs, 1990
Risk assessment of new Chemical Substances. Dilution of effluents in the Netherlands, RIVM report 670208001.
- Hahn, J., 1993^a
Bewertung wassergefährdender Stoffe, Kommission Bewertung wassergefährdender Stoffe, Datenblatt-Nr. 812.
- Hahn, J., 1993^b
Bewertung wassergefährdender Stoffe, Kommission Bewertung wassergefährdender Stoffe, Datenblatt-Nr. 717.
- Hahn, J., 1993^c
Bewertung wassergefährdender Stoffe, Kommission Bewertung wassergefährdender Stoffe, Datenblatt-Nr. 813.
- Hall, W.S., R.J. Miranda, 1991
Acute toxicity of waste water treatment polymers to *Daphnia pulex* and the fathead minnow (*Pimephales promelas*) and the effects of humic acid on polymer toxicity, Research Journal of Water Pollution Control Federation 63, 6, 895-899.
- IARC Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans, 1986
Some chemicals used in plastics and elastomers, 39. In: IRPTC Bulletin, 1987, 8, 1.
- IRPTC Bulletin, 1987, 8, 1, 17-19.
- Letterman, R.D., R.W. Pero, 1990
Contaminants in polyelectrolytes used in water treatment, Journal of the American Watertreatment Works Association, Vol 82, 87-97.
- Loll, U., et al. 1992
Auswahl und Einsatz von organischen Flockungshilfsmitteln - Polyelektrolyten - bei der Klärschlammwässerung, ATV-Arbeitsberichte, Korrespondenz Abwasser 39, 3, 569-586.
- Lüttgen, 1979
Biologische Abbaubarkeit von organischen Hilfsstoffen im Standversuch (Zahn-Wellens-Test), Das Papier 33, Heft 4, 133-141.
- Mallevalle, J., et al, 1984
How safe are organic polymers in water treatment, Journal of the American Watertreatment Works Association, Vol 76, 87-93.
- Maroni, D., S.N.F., 1995, Persoonlijke mededeling.

Morris, J.D., R.J. Penzenstadler, 1991
Acrylamide polymers, p. 312-30. In: Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology, Vol. 1, third edition, John Wiley and sons, New York.

Mulders, J., 1977
Biodegradation of polymeric builders - experiment with a C-14 labelled sodium poly(α -hydroxyacrylate), Water Research, Vol. 11, 571-574.

OECD 1995
Guidance Document for aquatic effects assessment OCDE/GD (95)18.

Sax, N.I., R.J. Lewis, 1989
Dangerous properties of industrial materials, 2nd ed., Van Nostrand Reinhold, New Jersey.

Schumann, H., S. Kunst, 1991
Elimination von ^{14}C -markierten Polyelektrolyten in biologischen Abwasserreinigungsprozessen, GWF-Wasser/Abwasser, 132, Nr. 7, 376-383.

Schwoyer, W.L.K., 1981
Polyelectrolytes for water and waste water treatment, CRC Press.

Slooff, W., et al, 1992
RIVM guidance document, Ecotoxicological effect assessment: Deriving maximum tolerable concentrations (MTC) from single species toxicity data, RIVM report no. 719102018.

SNF, 1995
Ester-type cationic polyacrylamides, Determination of charge reduction due to hydrolysis.

Soponkanaporn, T., R. Gehr, 1989
The degradation of polyelectrolytes in the environment, insights provided by size exclusion chromatography measurements, Water Science and Technology 21, 857-868.

Spraggs, L.D., R. Gehr, J. Hadjinicolaou, 1982
Polyelectrolyte toxicity tests by fish avoidance studies, Water Science and Technology 14, 1564-1567.

STOWA, 1982
Slibontwatering, 3, Optimalisatie van slibontwatering met polyelectrolyt.

Struijs, J.D. van de Meent, J. Stoltenkamp, 1991
Simpletreat: a spreadsheet-based box model to predict the fate of xenobiotics in a municipal waste water treatment plant, RIVM report no. 670208002.

Suzuki, J., et al, 1978

Effect of ozone treatment upon biodegradability of water-soluble polymers, Environ.Sci.Technol. 12, 1180-1183.

SZW '95

Ministerie van Sociale Zaken en Werkgelegenheid

Registratie van stoffen die de voortplanting kunnen schaden. B 215/654.5.01-juni 1995.

Thomas, W.M., D. Wei Wang, 1985

Acrylamide polymers, p. 169-211. In: Encyclopedia of Polymer Science and Engineering, vol. 1, John Wiley and sons, New York.

Verschuere, K., 1983

Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals, Van Nostrand Reinhold, New York.

WHO/IPCS, 1985

Environmental health criteria, 49, acrylamide, WHO, Geneva.

W&M, 1991

Milieu-aspecten van kationische oppervlakte actieve stoffen als wasverzachters (aanvulling, Overleggroep deskundigen wasmiddelen-milieu).

Anlagen

Anlage 1

Berechnung der Polyelektrolyt-konzentrationen im influent

VORSEDIMENTIERUNG

Bei Dosierung von Polyelektrolyten in der Voredimentierung gelangt die gesamte dosierte Menge in das Influent (Zulauf zur Kläranlage). Bei den Berechnungen wurde von einer Dosierung von 1 mg Polyelektrolyt/l im Influent ausgegangen. Die Konzentration im Effluent (geklärtes Abwasser) wurde auf der Grundlage der Methodik des SIMPLETREAT-Modells per Hand berechnet.

SCHLAMMSTRAßE

Bei der Dosierung von Polyelektrolyten in der Schlammeindickung und der Schlammwässerung gelangt nur das Polyelektrolyt, das in dem Filtrat vorhanden ist, in das Influent. Die Polyelektrolyt-Konzentration im Influent kann aufgrund der Polyelektrolyt-Konzentration im Filtrat und des Anteils der verschiedenen Filtrat-Ströme im Influent berechnet werden. Das Filtrat der Schlammwässerung bildet ungefähr 1% des Influentvolumenstroms. Das Filtrat der Schlammeindickung bildet ungefähr 5% des Influentvolumenstroms.

Die Konzentration im Filtrat der Schlammeindickung ist aus den Adsorptionsisothermen in den Abbildungen 6 und 7 in Anlage 3 abzulesen.

Ausgehend von einem Polyelektrolyt-Gehalt des Schlamms von 5 g Polyelektrolyt/kg Trockenmasse ist dies 0.7 mg/l.

In der Praxis wird im Leckagewasser der Schlammwässerung noch Restaktivität von 20 mg Polyelektrolyt/l nachgewiesen (STOWA, 1982). Aufgrund dessen wird bei der Dosierung in der Schlammwässerung von einer Konzentration im Filtrat von 20 mg/l ausgegangen.

Die Polyelektrolyt-Konzentration im Influent beträgt also bei einer Dosierung in:

- der Schlammeindickung ($0.7 \text{ mg/l} * 5 \% =$) 0,04 mg/l;
- der Schlammwässerung ($20 \text{ mg/l} * 1 \% =$) 0,2 mg/l.

Für die Berechnungen in der Schlammstraße wurde von der "worst-case"-Situation ausgegangen, indem man als Ausgangspunkt 0,2 mg/l gewählt hat.

Die Konzentration im Effluent wurde aufgrund der Methodik des SIMPLETREAT-Modells per Hand berechnet.

NACHSEDIMENTIERUNG

Zu einer Dosierung von Polyelektrolyten in der Nachsedimentierung kommt es nur bei einer Regenwasserzufuhr. Man kann daher davon ausgehen, daß der zugeführte Schlamm kein Polyelektrolyt enthält. Die durchschnittlich angewandte Dosis beträgt 1 g Polyelektrolyt/kg Trockenmasse, die Konzentration an Trockenmasse der Anfuhr durchschnittlich 4 g Trockenmasse/l. Die durchschnittlich angewandte Dosierung beträgt dann 4 mg Polyelektrolyt/l. Nach den Adsorptionsisothermen von Anlage 3 ist die Gleichgewichtskonzentration in der Lösung 0,05 mg/l. Die Hydrolyse ist dabei zu vernachlässigen.

Anlage 2

Übersicht über Toxizitätsdaten

(Übersicht über die Toxizität verschiedener Polyelektrolyte aus der Literatur

Typ	Aktivität	Stoffname	Gruppe	Art	Zeit	Konz.	Krit.	Effekt/Bemerkungen	Referenz
					in St.	in mg/l			
Kation	d2	Algen	-	-	< 1	> 1	NOEC	(OECD 201)	Sprays, 1982
Kation	d3	Algen	-	-	-	0.2	EC50	Hemmung (OECD 201)	Sprays, 1982
Kation	e1	Algen	-	-	72	22	NOEC	TOC,CSB,Gasbildung	Lieferant e
Kation	e2	anerober Schlamm	-	-	3	22-44	LOEC	-	Lieferant e
Kation	e2	anerober Schlamm	-	-	6	22-44	LOEC	75% eff.TOC/Gasbildung	Lieferant e
Kation	e1	anerober Schlamm	-	-	72	44	LOEC	20% eff.TOC,CSB,Gasbildung	Lieferant e
Kation	e1	anerober Schlamm	-	-	48	44	LOEC	40% eff.TOC,CSB,Gasbildung	Lieferant e
Kation	e2	anerober Schlamm	-	-	24	44	NOEC	TOC,CSB,Gasbildung	Lieferant e
Kation	e3	anerober Schlamm	-	-	24-72	176	NOEC	TOC,CSB,Gasbildung	Lieferant e
Kation	d2	Bakterien	-	-	-	0.9	EC50	MKH 913 mg/(DEV 18)	Lieferant d
Kation	d4	Bakterien	-	-	-	0.9	EC50	MKH 913 mg/(DEV 18)	Lieferant d
Kation	d2	Bakterien	-	-	-	0.9	EC50	MKH > 5000 mg/(DEV 18)	Lieferant d
Kation	d5	Bakterien	-	-	-	1.8	EC50	mhk - 36.6 mg/l dev 18	Lieferant d
Kation	d6	Bakterien	-	-	24	15	EC50	dev 18	Lieferant d
Kation	d3	Bakterien	-	-	-	22	EC50	(Erfanger Ziliatensis)	Lieferant d
Kation	d7	Bakterien	-	-	-	235	EC50	MHK-1875 mg/l dev 18)	Lieferant d
Kation	-	Bakterien	-	-	-	250	EC50	-	Sprays, 1982
Kation	-	Bakterien	-	-	-	7500	EC50	-	Sprays, 1982
Kation	-	Mikrotox	-	-	48	0.06	EC0	Lieferant a	Biesinger, 1976
Kation	-	Kristazoen	-	-	21 T	0.1	NOEC	Reproduktion	Biesinger, 1976
Kation	-	Kristazoen	-	-	21 T	0.2	LOEC	Reproduktion	Biesinger, 1976
Kation	-	Kristazoen	-	-	21 T	1	NOEC	Reproduktion	Biesinger, 1976
Kation	-	Kristazoen	-	-	21 T	1	NOEC	Reproduktion	Biesinger, 1976
Kation	-	Kristazoen	-	-	21 T	2	LOEC	Reproduktion	Biesinger, 1976
Kation	-	Kristazoen	-	-	21 T	2	LOEC	Reproduktion	Biesinger, 1976
Kation	-	Kristazoen	-	-	14 T	< 0.06	LC50	Durchfluss	Biesinger, 1976
Kation	45%	Metac C13	Kristazoen	Daphnia pulex	48	0.06	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Kation	6%	Acac C17	Kristazoen	Daphnia pulex	48	0.06	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Kation	15.4% a	D Polydimethylallylammonium) chlorid	Kristazoen	Daphnia magna	48	0.08	LC50	-	Cary et al 1987
Kation	45%	Metac C154	Kristazoen	Daphnia pulex	48	0.08 0.12	LC50	-	Hall & Miranda 1991

KATIONISCHE P.E.

Übersicht über die Toxizität verschiedener Polyelektrolyte aus der Literatur

Typ	Aktivität	Stoffname	Gruppe	Art	Zeit in St.	Konz. in mg/l	Krit.	Effekt/Bemerkungen	Referenz
ANIONISCHE POLYELEKTROLYTE									
Anion	-30%	AA AE5	Krustazoen	Daphnia pulex	48	0.06	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Anion	-8%	AA AE1	Krustazoen	Daphnia pulex	48	0.09	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Anion	-20%	AA AE2	Krustazoen	Daphnia pulex	48	0.11	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Anion	-30%	AA AE4	Krustazoen	Daphnia pulex	48	0.39	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Anion	-30%	AA AE6	Krustazoen	Daphnia pulex	48	0.41-0.62	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Anion	-30%	AA AE3	Krustazoen	Daphnia pulex	48	0.66	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Anion		Dew AP-30	Krustazoen	Daphnia magna	96	17	LC50	statistischer Test	Biesinger, 1976
Anion	40%	a1	Krustazoen	Paratya australiensis	96	180	LC50	-	Lieferant a
Anion	50%	a1	Krustazoen	Crangon crangon	96	230	LC50	-	Lieferant a
Anion	Korn	a2	Krustazoen	Crangon crangon	96	280	LC50	-	Lieferant a
Anion		Dew AP-30	Krustazoen	Daphnia magna	48	345	LC50	statistischer Test	Biesinger, 1976
Anion	40%	a3	Krustazoen	Crangon crangon	96	460	LC50	-	Lieferant a
Anion	50%	a4	Krustazoen	Paratya australiensis	96	490	LC50	-	Lieferant a
Anion	40%	a1	Krustazoen	Crangon sp.	96	720	LC50	-	Lieferant a
Anion	50%	a5	Krustazoen	Crangon crangon	96	790	LC50	-	Lieferant a
Anion	45%	a3	Krustazoen	Crangon crangon	96	> 3333	LC50	-	Lieferant a
Anion		d1	Pflanzen	Gerste	-	>50	NOEC	Ertrag an Sprossen/Wurzeln	Lieferant d
Anion	Gel	a6	Fische	Salmo gairdneri	96	18	LC50	-	Lieferant a
Anion	-30%	AA AE5	Fische	Pimephales promelas	96	20.97	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Anion	-30%	AA AE4	Fische	Pimephales promelas	96	28.42	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Anion	40%	a1	Fische	Arned bullhead	96	35	LC50	-	Lieferant a
Anion	-30%	AA AE3	Fische	Pimephales promelas	96	36	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Anion	-8%	AA AE1	Fische	Pimephales promelas	96	37.23	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Anion	-20%	AA AE2	Fische	Pimephales promelas	96	40.43	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Anion	-30%	AA AE6	Fische	Pimephales promelas	96	55.11	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Anion	Korn	a7	Fische	Salmo gairdneri	96	115	LC50	-	Lieferant a
Anion	Gel	a8	Fische	Salmo gairdneri	96	130	LC50	-	Lieferant a
Anion	Gel	a6	Fische	Salmo gairdneri	96	421	LC50	-	Lieferant a
Anion	Gel	a8	Fische	Salmo gairdneri	96	740	LC50	-	Lieferant a
Anion	50%	a1	Fische	Salmo gairdneri	96	811	LC50	-	Lieferant a

Übersicht über die Toxizität verschiedener Polyelektrolyte aus der Literatur

Typ	Aktivität	Stoffname	Gruppe	Art	Zeit in St.	Konz. in mg/l	Krit.	Effekt/Bemerkungen	Referenz
Kation	-	Polymer K	Krusazecen	Daphnia magna	48	0.09	L.C50	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	75%	Metac CE15	Krusazecen	Daphnia pulcx	48	0.1	L.C50	-	Hall & Miranda 1991
Kation	10%	Actac CE18	Krusazecen	Daphnia pulcx	48	0.15	L.C50	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	100%	EPI/DMA CS2	Krusazecen	Daphnia pulcx	48	0.16	L.C50	-	Hall & Miranda 1991
Kation	8.3% a	R-Polydimethylsilylammoniumchlorid	Krusazecen	Daphnia magna	48	0.17	L.C50	-	Cary et al 1987
Kation	15.4% a	D-Polydimethylsilylammoniumchlorid	Krusazecen	Daphnia magna	48	0.17	L.C50	-	Cary et al 1987
Kation	2%	Actac CE16	Krusazecen	Daphnia pulcx	48	0.17	L.C50	-	Hall & Miranda 1991
Kation	25%	Superfluc 330	Krusazecen	Daphnia magna	48	<0.19	L.C50	Durchfluss	Biesinger, 1976
Kation	45%	Actac CE11	Krusazecen	Daphnia pulcx	48	0.19-1.1	L.C50	-	Hall & Miranda 1991
Kation	15.4% a	D-Polydimethylsilylammoniumchlorid	Krusazecen	Daphnia magna	48	0.2	L.C50	-	Cary et al 1987
Kation	25%	Actac CE9	Krusazecen	Daphnia pulcx	48	0.2	L.C50	-	Hall & Miranda 1991
Kation	45.7% a	A quaternisiertes Polyalcanolamin	Krusazecen	Daphnia magna	48	0.21	L.C50	-	Cary et al 1987
Kation	35%	Actac CE10	Krusazecen	Daphnia pulcx	48	0.21	L.C50	-	Hall & Miranda 1991
Kation	10%	Metac CE1	Krusazecen	Daphnia pulcx	48	0.22	L.C50	-	Hall & Miranda 1991
Kation	-	Polymer F	Krusazecen	Daphnia magna	48	0.24	L.C50	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	100%	EPI/DMA CS1	Krusazecen	Daphnia pulcx	48	0.26	L.C50	-	Hall & Miranda 1991
Kation	45%	Metac CE4	Krusazecen	Daphnia pulcx	48	0.26-0.04	L.C50	-	Hall & Miranda 1991
Kation	-	bl	Krusazecen	Daphnia magna	48	0.28	L.C50	Lactant b	Biesinger, 1976
Kation	-	Superfluc 330	Krusazecen	Lamnocaballanus macrurus	96	0.29	L.C50	statisch	Biesinger, 1976
Kation	-	Polymer G	Krusazecen	Daphnia magna	48	0.32	L.C50	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	45%	Actac CE12	Krusazecen	Daphnia pulcx	48	0.32-0.63	L.C50	-	Hall & Miranda 1991
Kation	-	Superfluc 330	Krusazecen	Daphnia magna	48	0.34	L.C50	statisch	Biesinger, 1976
Kation	-	Superfluc 330	Krusazecen	Mysis relicta	96	0.5	L.C50	statisch	Biesinger, 1976
Kation	-	Polymer O	Krusazecen	Daphnia magna	48	0.5	L.C50	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	45%	Actac CE14	Krusazecen	Daphnia pulcx	48	0.57	L.C50	-	Hall & Miranda 1991
Kation	-	(Algenen M500)	Krusazecen	Daphnia magna	48	0.65	L.C50	statisch	Biesinger, 1976
Kation	-	Polymer H	Krusazecen	Daphnia magna	48	0.71	L.C50	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	-	Polymer B	Krusazecen	Daphnia magna	48	0.77	L.C50	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	100%	DAI/MAC CS3	Krusazecen	Daphnia pulcx	48	0.77	L.C50	-	Hall & Miranda 1991
Kation	45%	Actac CE13	Krusazecen	Daphnia pulcx	48	0.98	L.C50	-	Hall & Miranda 1991
Kation	-	Superfluc 330	Krusazecen	Daphnia magna	21 T	1.1	L.C50	statisch	Biesinger, 1976
Kation	-	Polymer E	Krusazecen	Daphnia magna	48	1.2	L.C50	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	-	Polymer L	Krusazecen	Daphnia magna	48	1.84	L.C50	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	-	Magnifluc 570 C	Krusazecen	Daphnia magna	21 T	1.85	L.C50	statisch	Biesinger, 1976

KATIONISCHE P.E.

Übersicht über die Toxizität verschiedener Polyelektrolyte aus der Literatur

Typ	Aktivität	Stoffname	Gruppe	Art	Zeit in St.	Konz. in mg/l	Krit.	Effekt/Bemerkungen	Referenz
KATIONISCHE P.E.									
Kation	100%	DAD/MAC CS4	Krustazeen	Daphnia pulex	48	2	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Kation		CAIgenon M500	Krustazeen	Limnocalanus macrurus	96	2	LC50	statisch	Biesinger, 1976
Kation		Magnifloc 521C	Krustazeen	Daphnia magna	96	2.1	LC50	statisch	Biesinger, 1976
Kation		CAIgenon M500	Krustazeen	Daphnia magna	21 T	2.85	LC50	statisch	Biesinger, 1976
Kation		Magnifloc 521C	Krustazeen	Daphnia magna	48	3.7	LC50	statisch	Biesinger, 1976
Kation		CAIgenon M500	Krustazeen	Mysis relicta	96	>4	LC50	statisch	Biesinger, 1976
Kation	Korn	a10	Krustazeen	Daphnia magna	48	4.6	EC50	-	Lieferant a
Kation		Gendriv 162	Krustazeen	Daphnia magna	96	<6.2	LC50	statisch	Biesinger, 1976
Kation	-	Polymer J	Krustazeen	Daphnia magna	48	6.78	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	-	Polymer G	Krustazeen	Gammarus pseudolimnaeus	96	8.1	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	75%	MF CS5	Krustazeen	Daphnia pulex	48	12.13	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Kation	-	Polymer O	Krustazeen	Gammarus pseudolimnaeus	96	12.5	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	-	Polymer M	Krustazeen	Daphnia magna	48	12.59	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	-	Polymer M	Krustazeen	Gammarus pseudolimnaeus	96	21	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	-	Polymer E	Krustazeen	Gammarus pseudolimnaeus	96	22.8	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	-	Polymer B	Krustazeen	Gammarus pseudolimnaeus	96	31.6	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	-	Polymer L	Krustazeen	Gammarus pseudolimnaeus	96	33.4	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	70%	Mannich CS7	Krustazeen	Daphnia pulex	48	41.58	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Kation		Gendriv 162	Krustazeen	Daphnia magna	48	42	LC50	statisch	Biesinger, 1976
Kation	70%	Mannich CS8	Krustazeen	Daphnia pulex	48	45.96	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Kation	70%	Mannich CS10	Krustazeen	Daphnia pulex	48	46.24	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Kation	70%	Mannich CS6	Krustazeen	Daphnia pulex	48	51.71	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Kation		d7	Krustazeen	Daphnia	-	70	EC50	(OECD 202)	Lieferant d
Kation		d3	Krustazeen	Daphnia	-	70	EC50	(OECD 201)	Lieferant d
Kation		d2	Krustazeen	Daphnia	-	70	EC50	(OECD 202)	Lieferant d
Kation		d4	Krustazeen	Daphnia	-	ca 70	LC50	(OECD 202)	Lieferant d
Kation	70%	Mannich CS9	Krustazeen	Daphnia pulex	48	70.08	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Kation	-	Polymer N	Krustazeen	Daphnia magna	48	70.71	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	-	Polymer N	Krustazeen	Gammarus pseudolimnaeus	96	85.2	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	-	Polymer A	Krustazeen	Daphnia magna	48	>100	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	-	Polymer H	Krustazeen	Gammarus pseudolimnaeus	96	>100	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	-	Polymer I	Krustazeen	Gammarus pseudolimnaeus	96	>100	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	-	Polymer D	Krustazeen	Daphnia magna	48	>100	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	-	Polymer C	Krustazeen	Daphnia magna	48	>100	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	-	Polymer F	Krustazeen	Gammarus pseudolimnaeus	96	>100	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	-	Polymer K	Krustazeen	Gammarus pseudolimnaeus	96	>100	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	-	Polymer D	Krustazeen	Gammarus pseudolimnaeus	96	102.9	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986

Übersicht über die Toxizität verschiedener Polyelektrolyte aus der Literatur
KATIONISCHE P.E.

Typ	Aktivität	Stoffname	Gruppe	Art	Zeit in St.	Konz. in mg/l	Krit.	Effekt/Bemerkungen	Referenz
Kation	Korn	a11	Knustazeen	Daphnia magna	48	110	EC50	Lieferant a	Lieferant a
Kation	-	Polymer J	Knustazeen	Gammarus pseudolimnacus	96	112,25	LC50	Biesinger & Stokes 1986	Lieferant a
Kation	-	a14	Knustazeen	Crangon crangon	96	190	LC50	Lieferant a	Lieferant a
Kation	50%	a15	Knustazeen	Crangon crangon	96	190	LC50	Lieferant a	Lieferant a
Kation	Gel	a12	Knustazeen	Daphnia magna	48	200	EC50	Lieferant a	Lieferant a
Kation	Gel	a13	Knustazeen	Daphnia magna	48	450	EC50	Lieferant a	Lieferant a
Kation	Gel	a9	Knustazeen	Daphnia magna	48	1000	EC100	Lieferant a	Lieferant a
Kation	-	Polymer G	Insekten	Paratanytarsus	48	< 6,25	LC50	Biesinger & Stokes 1986	Lieferant a
Kation	-	Polymer F	Insekten	Paratanytarsus	48	26,9	LC50	Biesinger & Stokes 1986	Lieferant a
Kation	-	Polymer E	Insekten	Paratanytarsus	48	50	LC50	Biesinger & Stokes 1986	Lieferant a
Kation	-	Polymer B	Insekten	Paratanytarsus	48	> 100	LC50	Biesinger & Stokes 1986	Lieferant a
Kation	-	Polymer M	Insekten	Paratanytarsus	48	> 100	LC50	Biesinger & Stokes 1986	Lieferant a
Kation	-	Polymer D	Insekten	Paratanytarsus	48	> 100	LC50	Biesinger & Stokes 1986	Lieferant a
Kation	-	Polymer H	Insekten	Paratanytarsus	48	> 100	LC50	Biesinger & Stokes 1986	Lieferant a
Kation	-	Polymer I	Insekten	Paratanytarsus	48	> 100	LC50	Biesinger & Stokes 1986	Lieferant a
Kation	Zeig 74	a11	Fische	Salmo gairdneri	-	0,54	LOEC	Lieferant d	Criddle, 1990
Kation	-	d8	Pflanzen	Gerste	-	> 50	NOFC	Ertrag an Sprossen/Wurzeln	Lieferant d
Kation	-	d9	Fische	Leuciscus idus	48	1	LC0	Lieferant a	Lieferant a
Kation	45,7% a	Polydimethylsilyonpyridiniumchlorid-B	Fische	Lepomis macrochirus	96	0,06	LC50	Cary et al 1987	Lieferant d
Kation	8,3% a	Polydimethylsilyonpyridiniumchlorid-B	Fische	Lepomis macrochirus	96	0,082	LC50	Cary et al 1987	Lieferant d
Kation	45,7% a	quaternisiertes Polyalkanolamin-A	Fische	Pimephales promelas	96	0,16	LC50	Cary et al 1987	Lieferant d
Kation	8,3% a	Polydimethylsilyonpyridiniumchlorid-B	Fische	Lepomis macrochirus	96	0,17	LC50	Cary et al 1987	Lieferant d
Kation	8,3% a	Polydimethylsilyonpyridiniumchlorid-B	Fische	Lepomis macrochirus	96	0,18	LC50	Cary et al 1987	Lieferant d
Kation	8,3% a	Polydimethylsilyonpyridiniumchlorid-B	Fische	Lepomis macrochirus	96	0,18	LC50	Cary et al 1987	Lieferant d
Kation	45,7% a	quaternisiertes Polyalkanolamin-A	Fische	Pimephales promelas	96	0,18	LC50	Cary et al 1987	Lieferant d
Kation	8,3% a	Polydimethylsilyonpyridiniumchlorid-B	Fische	Lepomis macrochirus	96	0,185	LC50	Cary et al 1987	Lieferant d
Kation	8,3% a	Polydimethylsilyonpyridiniumchlorid-B	Fische	Salmo gairdneri	96	0,2	EC50	Fluchtverhalten	Spraggs, 1982
Kation	8,3% a	Polydimethylsilyonpyridiniumchlorid-B	Fische	Lepomis macrochirus	96	0,22	LC50	Cary et al 1987	Lieferant b
Kation	15,4% a	Polydimethylsilyonpyridiniumchlorid-B	Fische	Pimephales promelas	96	0,25	LC50	Cary et al 1987	Lieferant b
Kation	8,3% a	Polydimethylsilyonpyridiniumchlorid-B	Fische	Salmo gairdneri	96	0,3	LC50	Cary et al 1987	Lieferant b
Kation	15,4% a	Polydimethylsilyonpyridiniumchlorid-B	Fische	Lepomis macrochirus	96	0,3	LC50	Cary et al 1987	Lieferant b
Kation	8,3% a	Polydimethylsilyonpyridiniumchlorid-B	Fische	Lepomis macrochirus	96	0,3	LC50	Cary et al 1987	Lieferant b
Kation	45,7% a	quaternisiertes Polyalkanolamin-A	Fische	Salvelinus namaycush	11 T	0,31	LC50	Durchfluss	Biesinger, 1976
Kation	45,7% a	quaternisiertes Polyalkanolamin-A	Fische	Lepomis macrochirus	96	0,32	LC50	Durchfluss	Cary et al 1987
Kation	Superfloc 330	Superfloc 330	Fische	Salmo gairdneri	14 T	0,34	LC50	Durchfluss	Biesinger, 1976
Kation	Purifloc C31	Purifloc C31	Fische	Chinook salmon	96	0,357	LC50	Manual of acute tox	Manual of acute tox

Übersicht über die Toxizität verschiedener Polyelektrolyte aus der Literatur

Typ	Aktivität	Stoffname	Gruppe	Art	Zeit in St.	Konz. in mg/l	Krit.	Effekt/Bemerkungen	Referenz
KATIONISCHE P.E.									
Kation	-	Polymer B2	Fische	Salmo gairdneri	72	0.384	LC50	Durchfluss	Goodrich, et al, 1991
Kation	-	Polymer B2	Fische	Salmo gairdneri	96	0.384	LC50	Durchfluss	Goodrich, et al, 1991
Kation	75%	Akrylamid copolymer	Fische	Salmo gairdneri	96	0.4	EC50	Fluchtverhalten	Spraggs, 1982
Kation	-	Metac CE5	Fische	Pimephales promelas	96	0.4	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Kation	-	Polymer B2	Fische	Salmo gairdneri	48	0.406	LC50	Durchfluss	Goodrich, et al, 1991
Kation	-	Polydimethylallylammoniumchlorid	Fische	Salmo gairdneri	96	0.43	LC50	-	Spraggs, 1982
Kation	-	Purifloc C31	Fische	Salmo gairdneri	96	0.446	LC50	-	Manual of acute tox
Kation	8.3% a	Polydimethylvinylpyridiniumchlorid; B	Fische	Lepomis macrochirus	96	0.45	LC50	-	Cary et al 1987
Kation	15.4% a	Polydimethylallylammoniumchlorid; D	Fische	Pimephales promelas	96	0.46	LC50	-	Cary et al 1987
Kation	-	Purifloc C31	Fische	Pimephales promelas	96	0.49	LC50	-	Manual of acute tox
Kation	45.7% a	quaternisiertes Polyalkanolamin; A	Fische	Lepomis macrochirus	96	0.5	LC50	-	Cary et al 1987
Kation	45.7% a	quaternisiertes Polyalkanolamin; A	Fische	Lepomis macrochirus	96	0.5	LC50	-	Cary et al 1987
Kation	45%	Metac CE4	Fische	Pimephales promelas	96	0.52-0.78	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Kation	-	Purifloc C31	Fische	Pimephales promelas	96	0.56	LC50	-	Manual of acute tox
Kation	8.3% a	Polydimethylvinylpyridiniumchlorid; B	Fische	Pimephales promelas	96	0.58	LC50	-	Cary et al 1987
Kation	45%	Metac CE4	Fische	Lepomis macrochirus	96	0.58-0.34	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Kation	45.7% a	quaternisiertes Polyalkanolamin; A	Fische	Pimephales promelas	96	0.59	LC50	-	Cary et al 1987
Kation	8.3% a	Polydimethylvinylpyridiniumchlorid; B	Fische	Ictalurus punctatus	96	0.63	LC50	-	Cary et al 1987
Kation	45.7% a	quaternisiertes Polyalkanolamin; A	Fische	Ictalurus punctatus	96	0.64	LC50	-	Cary et al 1987
Kation	45.7% a	quaternisiertes Polyalkanolamin; A	Fische	Lepomis macrochirus	96	0.661	LC50	-	Cary et al 1987
Kation	-	Polymer B2	Fische	Salmo gairdneri	96	0.661	LC50	Statisch	Goodrich, et al, 1991
Kation	-	Polymer B2	Fische	Salmo gairdneri	72	0.661	LC50	Statisch	Goodrich, et al, 1991
Kation	-	EPI/DMA CS2	Fische	Salmo gairdneri	48	0.675	LC50	Statisch	Goodrich, et al, 1991
Kation	100%	Purifloc C31	Fische	Pimephales promelas	96	0.68	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Kation	-	Purifloc C31	Fische	Ictalurus punctatus	96	0.68	LC50	-	Manual of acute tox
Kation	-	b1	Fische	Lepomis macrochirus	96	0.7	LC50	-	Lieferant b
Kation	-	Polymer B2	Fische	Salmo gairdneri	24	0.705	LC50	Statisch	Goodrich, et al, 1991
Kation	100%	DAD/MAC CS3	Fische	Pimephales promelas	96	0.74	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Kation	-	d2	Fische	Leuciscus idus melanotus	96	0.75-5.5	LC50	(OECD 203)	Lieferant d
Kation	-	d2	Fische	Brachydanio-erio	96	0.75-5.5	LC50	(OECD 203)	Lieferant d
Kation	-	Akrylamid Copolymer	Fische	Salmo gairdneri	96	0.8	LC50	-	Spraggs, 1982
Kation	45%	Actac CE14	Fische	Pimephales promelas	96	0.81	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Kation	100%	EPI/DMA CSI	Fische	Pimephales promelas	96	0.86	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Kation	-	Polymer E	Fische	Pimephales promelas	96	0.88	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	100%	DAD/MAC CS4	Fische	Pimephales promelas	96	0.88	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Kation	45%	Metac CE4	Fische	Pimephales promelas	96	0.93	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Kation	-	Polymer G	Fische	Pimephales promelas	96	1	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	-	d3	Fische	Leuciscus idus melanotus	96	ca 1	LC50	(OECD 203)	Lieferant d

Übersicht über die Toxizität verschiedener Polyelektrolyte aus der Literatur
 KATIONISCHE P.E.
 Typ Aktivität Stoffname Gruppe Art

Kation	Typ	Aktivität	Stoffname	Gruppe	Art	Zeit in St.	Konz. in mg/l	Krit.	Effekt/Bemerkungen	Referenz
Kation		d4	Fische	Fische	Brachydanio rerio	96	ca 1	LC50	-	Lieferant d
Kation		d3	Fische	Fische	Brachydanio rerio	96	ca 1	LC50	(OECD 203)	Lieferant d
Kation		a10	Korn	Fische	Ictalurus punctatus	96	1-10	LC50	-	Lieferant a
Kation		a16	-	Fische	Fische	-	1-100	LC50	-	Lieferant a
Kation		a17	-	Fische	Fische	-	1-100	LC50	-	Lieferant a
Kation		70%	Mannich C88	Fische	Pimephales promelas	96	1.04	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Kation		45,7% a	quaternisiertes Polyalkanolamine: A	Fische	Lepomis macrochirus	96	1.05	LC50	-	Gary et al 1987
Kation		35%	Acac CE10	Fische	Pimephales promelas	96	1.05	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Kation		Korn	a10	Fische	Leuciscus idus	96	1.05	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation		45%	Magnilox 521C	Fische	Salmo gairdneri	14 T	1.1	LC50	Durchfluss	Biesinger, 1976
Kation		45%	Acac CE13	Fische	Pimephales promelas	96	1.17	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Kation		70%	Mannich C810	Fische	Pimephales promelas	96	1.19	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Kation		70%	Purilox C31	Fische	Lepomis macrochirus	96	1.24	LC50	-	Manual of acute tox
Kation		45%	Acac CE11	Fische	Pimephales promelas	96	1.3	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Kation		70%	Mannich C89	Fische	Pimephales promelas	96	1.36	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Kation		Gel	a9	Fische	Leuciscus idus	48	1.4	LC50	-	Lieferant a
Kation		45%	Metac CE3	Fische	Pimephales promelas	96	1.41	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Kation		25%	Metac CE2	Fische	Pimephales promelas	96	1.41	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Kation		25%	Acac CE9	Fische	Pimephales promelas	96	1.45	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Kation		70%	Purilox C31	Fische	Lepomis macrochirus	96	1.47	LC50	-	Manual of acute tox
Kation		70%	Mannich C87	Fische	Pimephales promelas	96	1.48	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Kation		d7	Fische	Fische	Brachydanio rerio	96	2	LC50	(OECD 203)	Lieferant d
Kation		Kation	Superluc 330	Fische	Salmo gairdneri	96	2.12	LC50	statisch	Biesinger, 1976
Kation		-	Polymer M	Fische	Pimephales promelas	96	2.18	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation		-	Polymer H	Fische	Pimephales promelas	96	2.46	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation		-	Polymer N	Fische	Pimephales promelas	96	2.72	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation		Korn	a18	Fische	Salmo gairdneri	96	2.8	LC50	-	Lieferant a
Kation		45%	Acac CE12	Fische	Pimephales promelas	96	2.81	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Kation		-	Superluc 330	Fische	Salvelinus namaycush	96	2.85	LC50	statisch	Biesinger, 1976
Kation		-	Polymer F	Fische	Pimephales promelas	96	2.87	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation		70%	Mannich C86	Fische	Pimephales promelas	96	3.29	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Kation		-	Polymer I	Fische	Pimephales promelas	96	3.74	LC50	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation		10%	Metac CE1	Fische	Pimephales promelas	96	4.7	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Kation		10%	Acac CE8	Fische	Pimephales promelas	96	4.49-3.29	LC50	-	Hall & Miranda 1991
Kation		Gel	a12	Fische	Leuciscus idus	48	5.4	LC50	-	Lieferant a

Übersicht über die Toxizität verschiedener Polyelektrolyte aus der Literatur
 KATIONISCHE P.E. Aktivität Stoffname Gruppe Art Zeit in St. Konz. in mg/l Krit. Effekte/Bemerkungen Referenz

Kation	d7	Salvelinus namaycush	Fische	96	5,5	LC50	(OECD 203)	Lieferant d	Biesinger, 1976	statisch	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	-	Pimephales promelas	Fische	96	5,7	LC50	-	Lieferant a	Biesinger, 1976	statisch	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	-	Salmo gairdneri	Fische	96	6,15	LC50	-	Lieferant a	Biesinger, 1976	statisch	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	-	Pimephales promelas	Fische	96	6,82	LC50	-	Lieferant a	Biesinger, 1976	statisch	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	-	Salmo gairdneri	Fische	96	8,7	LC50	-	Lieferant a	Biesinger, 1976	statisch	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	-	Pimephales promelas	Fische	96	9,47	LC50	-	Lieferant a	Biesinger & Stokes 1986	-	-	-
Kation	Get	a12	Fische	96	10-100	LC50	-	Lieferant a	Hall & Miranda 1991	-	-	Hall & Miranda 1991
Kation	2%	Aetac CE6	Fische	96	11,6	LC50	-	Lieferant a	Hall & Miranda 1991	-	-	Hall & Miranda 1991
Kation	6%	Aetac CE7	Fische	96	13,49	LC50	-	Lieferant a	Hall & Miranda 1991	-	-	Hall & Miranda 1991
Kation	-	Polymer B	Fische	96	> 100	LC50	-	Lieferant a	Biesinger & Stokes 1986	-	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	-	Polymer C	Fische	96	> 100	LC50	-	Lieferant a	Biesinger & Stokes 1986	-	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	-	Polymer A	Fische	96	> 100	LC50	-	Lieferant a	Biesinger & Stokes 1986	-	-	Biesinger & Stokes 1986
Kation	75%	MF CSS	Fische	96	> 170	LC50	-	Lieferant a	Hall & Miranda 1991	-	-	Hall & Miranda 1991
Kation	50%	Gendriv 162	Fische	96	218	LC50	-	Lieferant a	Biesinger, 1976	-	-	Biesinger, 1976
Kation	a19	Salmo gairdneri	Fische	96	226	LC50	-	Lieferant a	Biesinger, 1976	-	-	Biesinger, 1976
Kation	Get	a13	Fische	48	280	LC50	-	Lieferant a	Lieferant a	-	-	Lieferant a
Kation	Korn	a13	Fische	96	> 1000	LC50	-	Lieferant a	Lieferant a	-	-	Lieferant a
Kation	Korn	Purifloc C31	Fische	36	1	LC100	-	Lieferant a	Biesinger, 1976	stehendes Wasser	-	Biesinger, 1976
Kation	a11	Leuciscus idus	Fische	48	20	LC100	-	Lieferant a	Lieferant a	-	-	Lieferant a
Kation	Zetlag 74	Salmo gairdneri	Fische	130Min	54	LC100	-	Lieferant a	Criddle, 1990	130 Min. überleben	-	Criddle, 1990
Kation	15,4% a	Polydimethylallylhammoniumchlorid-D	Krustazoen	48	0,14	LC50	+ 50 mg/l Silika	Cary, 1987	+ 50 mg/l Kaolin	0,24	LC50	Cary, 1987
Kation	8,3% a	Polydimethylvinylpyrrolidiniumchlorid-B	Krustazoen	48	0,26	LC50	+ 50 mg/l Silika	Cary, 1987	+ 50 mg/l Silika	0,37	LC50	Cary, 1987
Kation	45,7% a	quaternisiertes Polyalkanolamin-A	Krustazoen	48	0,91	LC50	+ 50 mg/l Kaolin	Cary, 1987	+ 50 mg/l Kaolin	0,91	LC50	Cary, 1987
Kation	45,7% a	quaternisiertes Polyalkanolamin-A	Krustazoen	48	1	LC50	+ 50 mg/l Illit	Cary, 1987	+ 50 mg/l Illit	1	LC50	Cary, 1987
Kation	15,4% a	Polydimethylallylhammoniumchlorid-D	Krustazoen	48	1,1	LC50	+ 50 mg/l Kaolin	Cary, 1987	+ 50 mg/l Kaolin	1,1	LC50	Cary, 1987
Kation	15,4% a	Polydimethylallylhammoniumchlorid-D	Krustazoen	48	1,2	LC50	+ 50 mg/l Illit	Cary, 1987	+ 50 mg/l Illit	1,2	LC50	Cary, 1987
Kation	15,4% a	Polydimethylallylhammoniumchlorid-D	Krustazoen	48	2,2	LC50	+ 50 mg/l Fulvosäure	Cary, 1987	+ 50 mg/l Fulvosäure	2,2	LC50	Cary, 1987
Kation	8,3% a	Polydimethylvinylpyrrolidiniumchlorid-B	Krustazoen	48	3,6	LC50	+ 50 mg/l Illit	Cary, 1987	+ 50 mg/l Illit	3,6	LC50	Cary, 1987
Kation	8,3% a	Polydimethylvinylpyrrolidiniumchlorid-B	Krustazoen	48	4,3	LC50	+ 50 mg/l Fulvosäure	Cary, 1987	+ 50 mg/l Fulvosäure	4,3	LC50	Cary, 1987
Kation	45,7% a	quaternisiertes Polyalkanolamin-A	Krustazoen	48	5,9	LC50	+ 50 mg/l Ligosit	Cary, 1987	+ 50 mg/l Ligosit	5,9	LC50	Cary, 1987
Kation	15,4% a	Polydimethylallylhammoniumchlorid-D	Krustazoen	48	7,1	LC50	+ 50 mg/l Bentonit	Cary, 1987	+ 50 mg/l Bentonit	7,1	LC50	Cary, 1987

KATIONISCHE POLYELEKTROLYTE UNTER ZUGABE ORGANISCHER STOFFE

Krustazoen Daphnia magna

48	0,14	LC50	+ 50 mg/l Silika	Cary, 1987
48	0,26	LC50	+ 50 mg/l Silika	Cary, 1987
48	0,37	LC50	+ 50 mg/l Silika	Cary, 1987
48	0,91	LC50	+ 50 mg/l Kaolin	Cary, 1987
48	1	LC50	+ 50 mg/l Illit	Cary, 1987
48	1,1	LC50	+ 50 mg/l Kaolin	Cary, 1987
48	1,2	LC50	+ 50 mg/l Illit	Cary, 1987
48	2,2	LC50	+ 50 mg/l Fulvosäure	Cary, 1987
48	3,6	LC50	+ 50 mg/l Illit	Cary, 1987
48	4,3	LC50	+ 50 mg/l Fulvosäure	Cary, 1987
48	5,9	LC50	+ 50 mg/l Ligosit	Cary, 1987
48	7,1	LC50	+ 50 mg/l Bentonit	Cary, 1987

Übersicht über die Toxizität verschiedener Polyelektrolyte aus der Literatur

Typ	Aktivität	Stoffname	Gruppe	Art	Zeit in St.	Konz. in mg/l	Krit.	Effekt/Bemerkungen	Referenz
KATIONISCHE POLYELEKTROLYTE UNTER ZUGABE ORGANISCHER STOFFE									
Kation	15.4% a	Poly(dimethyldiallylammonium)chlorid-D	Krustazeen	Daphnia magna	48	7.4	LC50	+ 50 mg/l Humussäure	Cary, 1987
Kation	8.3% a	Poly(dimethylvinylpyridinium)chlorid-B	Krustazeen	Daphnia magna	48	7.7	LC50	+ 50 mg/l Humussäure	Cary, 1987
Kation	15.4% a	Poly(dimethyldiallylammonium)chlorid-D	Krustazeen	Daphnia magna	48	7.9	LC50	+ 50 mg/l Lignosit	Cary, 1987
Kation	8.3% a	Poly(dimethylvinylpyridinium)chlorid-B	Krustazeen	Daphnia magna	48	> 8.3	LC50	+ 50 mg/l Bentonit	Cary, 1987
Kation	8.3% a	Poly(dimethylvinylpyridinium)chlorid-B	Krustazeen	Daphnia magna	48	> 8.3	LC50	+ 50 mg/l Tannin	Cary, 1987
Kation	8.3% a	Poly(dimethylvinylpyridinium)chlorid-B	Krustazeen	Daphnia magna	48	> 8.3	LC50	+ 50 mg/l Lignosit	Cary, 1987
Kation	8.3% a	Poly(dimethylvinylpyridinium)chlorid-B	Krustazeen	Daphnia magna	48	> 8.3	LC50	+ 50 mg/l Lignin	Cary, 1987
Kation	45.7% a	quaternisiertes Polyalkanolamin-A	Krustazeen	Daphnia magna	48	10.5	LC50	+ 50 mg/l Humussäure	Cary, 1987
Kation	15.4% a	Poly(dimethyldiallylammonium)chlorid-D	Krustazeen	Daphnia magna	48	11.9	LC50	+ 50 mg/l Tannin	Cary, 1987
Kation	45.7% a	quaternaire Polyalkanolamin-A	Krustazeen	Daphnia magna	48	14.6	LC50	+ 50 mg/l Fulvosäure	Cary, 1987
Kation	15.4% a	Poly(dimethyldiallylammonium)chlorid-D	Krustazeen	Daphnia magna	48	> 15.4	LC50	+ 50 mg/l Lignin	Cary, 1987
Kation	45.7% a	quaternisiertes Polyalkanolamin-A	Krustazeen	Daphnia magna	48	17.4	LC50	+ 50 mg/l Tannin	Cary, 1987
Kation	45.7% a	quaternisiertes Polyalkanolamin-A	Krustazeen	Daphnia magna	48	20.1	LC50	+ 50 mg/l Bentonit	Cary, 1987
Kation	45.7% a	quaternisiertes Polyalkanolamin-A	Krustazeen	Daphnia magna	48	28.8	LC50	+ 50 mg/l Lignin	Cary, 1987
Kation		Purifloc C31	Fische	Salmo gairdneri	72	30	NOEC	+ 33 mg/l Feststoff	Biesinger, 1976
Kation	8.3% a	Poly(dimethylvinylpyridinium)chlorid-B	Fische	Lepomis macrochirus	96	0.26	LC50	+ 50 mg/l Kaolin	Cary, 1987
Kation	8.3% a	Poly(dimethylvinylpyridinium)chlorid-B	Fische	Lepomis macrochirus	96	0.27	LC50	+ 50 mg/l Illit	Cary, 1987
Kation	8.3% a	Poly(dimethylvinylpyridinium)chlorid-B	Fische	Lepomis macrochirus	96	0.28	LC50	+ 50 mg/l Silika	Cary, 1987
Kation	45.7% a	quaternaire Polyalkanolamin-A	Fische	Lepomis macrochirus	96	0.35	LC50	+ 50 mg/l Silika	Cary, 1987
Kation	15.4% a	Poly(dimethyldiallylammonium)chlorid-D	Fische	Lepomis macrochirus	96	0.39	LC50	+ 50 mg/l Silika	Cary, 1987
Kation	15.4% a	Poly(dimethyldiallylammonium)chlorid-D	Fische	Lepomis macrochirus	96	0.4	LC50	+ 50 mg/l Kaolin	Cary, 1987
Kation	45.7% a	quaternaire Polyalkanolamin-A	Fische	Lepomis macrochirus	96	0.41	LC50	+ 50 mg/l Kaolin	Cary, 1987
Kation	15.4% a	Poly(dimethyldiallylammonium)chlorid-D	Fische	Lepomis macrochirus	96	0.55	LC50	+ 50 mg/l Illit	Cary, 1987
Kation	45.7% a	quaternisiertes Polyalkanolamin-A	Fische	Lepomis macrochirus	96	1.1	LC50	+ 50 mg/l Illit	Cary, 1987
Kation	45.7% a	quaternisiertes Polyalkanolamin-A	Fische	Lepomis macrochirus	96	2.2	LC50	+ 50 mg/l Fulvosäure	Cary, 1987
Kation	45.7% a	quaternisiertes Polyalkanolamin-A	Fische	Lepomis macrochirus	96	2.9	LC50	+ 50 mg/l Lignosit	Cary, 1987
Kation	8.3% a	Poly(dimethylvinylpyridinium)chlorid-B	Fische	Lepomis macrochirus	96	3.2	LC50	+ 50 mg/l Lignin	Cary, 1987
Kation	8.3% a	Poly(dimethylvinylpyridinium)chlorid-B	Fische	Lepomis macrochirus	96	3.3	LC50	+ 50 mg/l Fulvosäure	Cary, 1987
Kation	8.3% a	Poly(dimethylvinylpyridinium)chlorid-B	Fische	Lepomis macrochirus	96	3.5	LC50	+ 50 mg/l Lignosit	Cary, 1987
Kation	15.4% a	Poly(dimethyldiallylammonium)chlorid-D	Fische	Lepomis macrochirus	96	3.7	LC50	+ 50 mg/l Lignin	Cary, 1987
Kation	15.4% a	Poly(dimethyldiallylammonium)chlorid-D	Fische	Lepomis macrochirus	96	3.7	LC50	+ 50 mg/l Lignosit	Cary, 1987
Kation	45.7% a	quaternisiertes Polyalkanolamin-A	Fische	Lepomis macrochirus	96	3.8	LC50	+ 50 mg/l Lignin	Cary, 1987
Kation	15.4% a	Poly(dimethyldiallylammonium)chlorid-D	Fische	Lepomis macrochirus	96	4.2	LC50	+ 50 mg/l Fulvosäure	Cary, 1987
Kation	45.7% a	quaternisiertes Polyalkanolamin-A	Fische	Lepomis macrochirus	96	4.6	LC50	+ 50 mg/l Tannin	Cary, 1987
Kation	8.3% a	Poly(dimethylvinylpyridinium)chlorid-B	Fische	Lepomis macrochirus	96	6.2	LC50	+ 50 mg/l Humussäure	Cary, 1987
Kation	8.3% a	Poly(dimethylvinylpyridinium)chlorid-B	Fische	Lepomis macrochirus	96	6.2	LC50	+ 50 mg/l Tannin	Cary, 1987

Übersicht über die Toxizität verschiedener Polyelektrolyte aus der Literatur

Typ	Aktivität	Stoffname	Gruppe	Art	Zeit	Konz.	Krit.	Effekte/Bemerkungen	Referenz
Kation	8,3% a	Polydimethylsilypyridiniumchlorid-B	Fische	Lepomis macrochirus	96	6,2		+ 50 mg/l Bentonit	Cary, 1987
Kation	45,7% a	quaternisiertes Polyalkanolamin-A	Fische	Lepomis macrochirus	96	6,4		+ 50 mg/l Humussäure	Cary, 1987
Kation	15,4% a	Polydimethylsilylammoniumchlorid-D	Fische	Lepomis macrochirus	96	6,5		+ 50 mg/l Bentonit	Cary, 1987
Kation	15,4% a	quaternisiertes Polyalkanolamin-A	Fische	Lepomis macrochirus	96	6,5		+ 50 mg/l Humussäure	Cary, 1987
Kation	15,4% a	polydimethylsilylammoniumchlorid-D	Fische	Lepomis macrochirus	96	6,5		+ 50 mg/l Tannin	Cary, 1987
Kation	45,7% a	quaternisiertes Polyalkanolamin-A	Fische	Lepomis macrochirus	96	7,3		+ 50 mg/l Bentonit	Cary, 1987
Kation	45,7% a	quaternisiertes Polyalkanolamin-A	Fische	Salmo gairdneri	96	42		mit Humussäure	Lieferant b
Nonion	15%	a22	Krustazoen	Daphnia magna	96	> 1000	NOEC	Immobilität	Lieferant a
Nonion	0%	PA NE1	Krustazoen	Daphnia pulcx	48	0,08			Hall & Miranda 1991
Nonion	-4%	PA NE2	Krustazoen	Daphnia magna	48	0,15			Hall & Miranda 1991
Nonion	25%	a20	Krustazoen	Daphnia magna	96	16,5			Lieferant a
Nonion	50%	a21	Krustazoen	Daphnia magna	96	53		statisch	Biesinger, 1976
Nonion	15%	a22	Fische	Brachydanio rerio	96	> 1000	NOEC	Letalität	Lieferant a
Nonion	25%	a20	Fische	Salmo gairdneri	96	7,97			Lieferant a
Nonion	-4%	PA NE2	Fische	Salmo gairdneri	96	> 8		statisch	Biesinger, 1976
Nonion	0%	PA NE1	Fische	Pimephales promelas	96	63,63			Hall & Miranda 1991
Nonion + Anion		a16	Fische	Fische	-	500			Lieferant a
Nonion		a23	Fische	Salmo gairdneri	96	3500			Lieferant a
Monomer	Akrylamid	Akrylamid	Algen	Selenastrum capricornutum	72	13500	EC50	Hemmung	Spraggs, 1982
Monomer	Akrylamid	Akrylamid	Fische	-	56		LOEC	Nahrungsverhalten	Criddle, 1990
Monomer	Akrylamid	Akrylamid	Fische	Salmo gairdneri	8		LC50	Fuchterverhalten	Spraggs, 1982
Monomer	Akrylamid	Akrylamid	Fische	Salmo gairdneri	140		EC50	Fuchterverhalten	Spraggs, 1982
Monomer	DMDAAC Monomer	DMDAAC Monomer	Algen	Selenastrum capricornutum	220		EC50	Hemmung	Spraggs, 1982
Monomer	DMDAAC Monomer	DMDAAC Monomer	Bakterien	Microtox	22500		EC50		Spraggs, 1982
Monomer	DMDAAC Monomer	DMDAAC Monomer	Fische	Salmo gairdneri	> 4		LC50		Spraggs, 1982
Monomer	DMDAAC Monomer	DMDAAC Monomer	Fische	Salmo gairdneri	900		EC50	Fuchterverhalten	Spraggs, 1982

MONOMER AKRYLAMID

NONIONISCHE P.E.

Anlage 3

Adsorption und Hydrolyse von Polyelektrolyten

ADSORPTION UND HYDROLYSE VON POLYELEKROLYTEN

Das Adsorptionsverhalten von Polyelektrolyten in der Wasserlinie wurde mit Hilfe des Modells SIMPLETREAT durch Berechnung bestimmt. Im Modell wird von einem linearen Zusammenhang zwischen der adsorbierten und der gelösten Fraktion ausgegangen nach:

$$K_p = X_s/C_w \text{ [1/kg]}$$

Das Adsorptionsverhalten wird in der Praxis besser mit den Langmuir-Isotherme beschrieben:

$$q_e = bQ_c C_w / (1 + bC_w).$$

Der Beginn der Langmuir-Isotherme kann linearisiert werden. Eine Linearisation bei $q_e \ll Q_c$ ergibt:

$$q_e = bQ_c * C = X_s/1.000 = K_p * C_w/1.000.$$

Gehr (1982) hat für drei verschiedene kationische Polyelektrolyte die Langmuir-Isotherme abgeleitet (Abbildung 6). Mit den aus diesen Isothermen abgeleiteten b und Q kann ein durchschnittlicher K_p von 18.700 l/kg abgeleitet werden. Abbildung 6 zeigt, daß diese Linie bis 1/10 der maximalen Adsorptionskapazität eingehalten wird. Darüber wird in immer stärkerem Maße eine Unterschätzung der Konzentration in der Wasserphase vorgenommen. Aus Abbildung 6 kann man ableiten, daß die Isotherme erst bei 1/3 der Adsorptionskapazität substanziell abzuweichen beginnt. Eine Regression der Daten bis 1/3 der Adsorption ergibt eine Konstante von 13,65, mit einem hohen Regressionskoeffizienten ($R^2 = 0,975$). Bis 1/3 der maximalen Adsorptionskapazität kann man also von einer geradlinigen Beziehung mit einem K_p von 13.650 l/kg ausgehen. Die von Gehr ermittelte maximale Adsorptionskapazität war durchschnittlich 7 mg Polyelektrolyt/g Trockenmasse, wodurch man von einer geradlinigen Beziehung bis 2,3 mg Polyelektrolyt/g Trockenmasse ausgehen kann.

Aufgrund der Experimente von Schumann (1991) kann ein K_p von 12.250 l/kg berechnet werden.

Berechnung der Adsorption

Die Abbildungen 6 und 7 zeigen einen empirischen Zusammenhang zwischen der Gleichgewichtskonzentration in Wasser und einem bestimmten Beladungsgrad des Schlammes. Hieraus ergibt sich, daß K_p bei höherem Beladungsgrad abnimmt. Da der Zusammenhang nicht linear ist, ist diese empirische Linie vor allem bei höherem Beladungsgrad einem konstanten K_p vorzuziehen. Auf dieser Linie kann man einen Punkt wählen, wobei gilt, daß die adsorbierte Fraktion (f) einen Beladungsgrad ergibt, der mit der Restfraktion ($1-f$) in der Lösung korrespondiert. Der Beladungsgrad wird aufgrund der Menge Polyelektrolyt pro Einwohneräquivalent (i.e.) und der Menge Schlamm pro Einwohneräquivalent berechnet. Pro i.e. beträgt die Abwassermenge 150 l/Tag. Die Mengen an Primär- und Sekundärschlamm betragen 40 bzw. 13 g Trockenmasse/Tag. Für die Voredimentierung gilt beispielsweise:

$$\frac{f_i * 150 * C_i}{40} = K_p * (1-f_i) * C_i$$

Bei einer Anlage mit Vorsedimentierung verläuft die Adsorption in zwei Stufen. Bei der höchsten Dosierung, die zu 1 mg Polyelektrolyt/l im Influent führt, verteilen 150 mg Polyelektrolyt/i.e. sich auf Wasser und 40 g Trockenmasse Primärschlamm pro i.e. in der Vorsedimentierung. Die Grafik zeigt, daß hierbei ungefähr 75 % des Schlammes gebunden werden (f_1). Die gelöste Fraktion (25 %) gelangt in das Aeration Becken und verteilt sich auf das Wasser und 13 g Trockenmasse Sekundärschlamm/i.e. Tag.

Bei $T = 32$ Stunden wird der Sekundärschlamm zu 60 % gebunden (f_2).

Wenn die Belüftungszeit kürzer ist, wird darüber hinaus mehr Sekundärschlamm gebildet. Ausgehend von 20 g Trockenmasse Sekundärschlamm/i.e. Tag = 10 h, wird der Sekundärschlamm zu 70 % gebunden (f_2).

Bei einer Dosierung in der Schlammstraße, wobei 0,2 mg Polyelektrolyt in das Effluent gelangt, sind die Adsorptionsprozentsätze anders. In der Vorsedimentierung werden 83% (f_1), in gering- oder hochbelastetem Sekundärschlamm werden circa 50% beziehungsweise 60% gebunden (f_2).

Die Restkonzentration in Lösung ist während der Flüssigkeitsaufenthaltsdauer im Belüftungsbecken der Hydrolyse unterworfen.

Berechnung der Hydrolyse

Nach Angabe des Herstellers sind die kationischen Polyelektrolyte aufgrund des Polyakrylamid- und Polyakrylatcopolymers sehr hydrolyseempfindlich. Bei neutralem pH und einer Temperatur von 20° C würde die Halbwertszeit circa 8 Stunden betragen (genauere Daten Maroni SNF).

Die Hydrolysegeschwindigkeitskonstante der ersten Ordnung ergibt sich aus:

$$\ln 2 = k_h \cdot 8$$

$$K_h = 0,086/h.$$

In einem vollständig homogen gemischten System ist die Abnahme durch Hydrolyse eine Funktion der Gleichgewichtskonzentration im Reaktor, die übrigens der Effluentkonzentration gleich ist (C_e).

$$- dC/dt = K_h \cdot C_e$$

Aus einem Massengleichgewicht eines Reaktors mit dem Volumen V und einer Durchströmmenge Q ergibt sich:

$$Q \cdot C_1 = Q \cdot C_e + K_h \cdot V \cdot C_e$$

$$C_1/C_e = 1 + K_h \cdot T$$

Dabei ist T die durchschnittliche hydraulische Aufenthaltszeit ($T = V/Q$).

Die Beschreibung einer Kläranlage nach einem vollständig homogen gemischten System ist in dieser Hinsicht eine "worst-case"-Hypothese. Wenn das System als ein vollständiger "Schleichstromreaktor" aufgefaßt wird, ist die Umwandlung bei einer in erster Ordnung verlaufender Reaktion vollständiger. Die Umwandlung ergibt sich dann aus:

$$\frac{C}{C_e} = e^{-K_h * T}$$

Der tatsächlichen Umwandlung in einer Kläranlage kommt man am nächsten mit dem Durchschnitt zwischen der Umwandlung, die in einem homogen gemischten System auftritt und die in einem "Schleichstromreaktor" auftritt.

Bei einer Aufenthaltszeit (T) von 32 Stunden, wie bei der default-Einstellung von SIMPLETREAT, beträgt der Abbau durch Hydrolyse in einem homogenen Mischer 73% und in einem schleichenden Strom 94%.

Die durchschnittliche Hydrolyse in gering belasteten Anlagen beträgt daher 83% (f_3).

Der default-Wert für T von 32 Stunden scheint ziemlich extrem zu sein. Aufgrund von CBS-Daten schwankt der Wert zwischen 10 und 32 Stunden.

Bei einer Aufenthaltsdauer von 10 Stunden beträgt die Umsetzung durch Hydrolyse in einem homogenen Mischer 46% und in einem schleichenden Strom 58%. Die durchschnittliche Hydrolyse in hochbelasteten Anlagen beträgt daher 52 % (f_3).

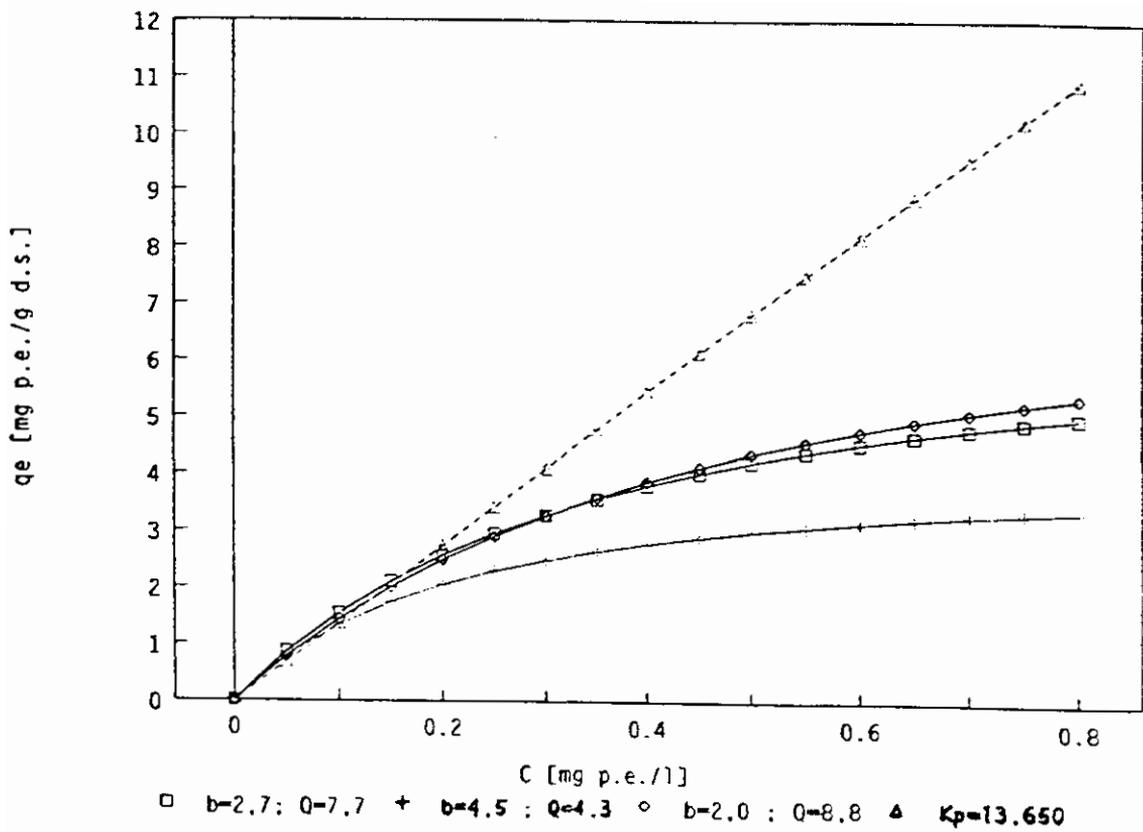


Abbildung 6 Adsorbierte Polyelektrolyt-Fraktion (q_e) als Funktion der Polyelektrolyt-Konzentration in der Wasserphase (C) nach 3 abgeleiteten Langmuir-Isothermen für verschiedene kationische Polyelektrolyte an Aktivschlamm und gemäß einem geradlinigen Adsorptionsverhalten mit einem K_p von 13.650 l/kg.

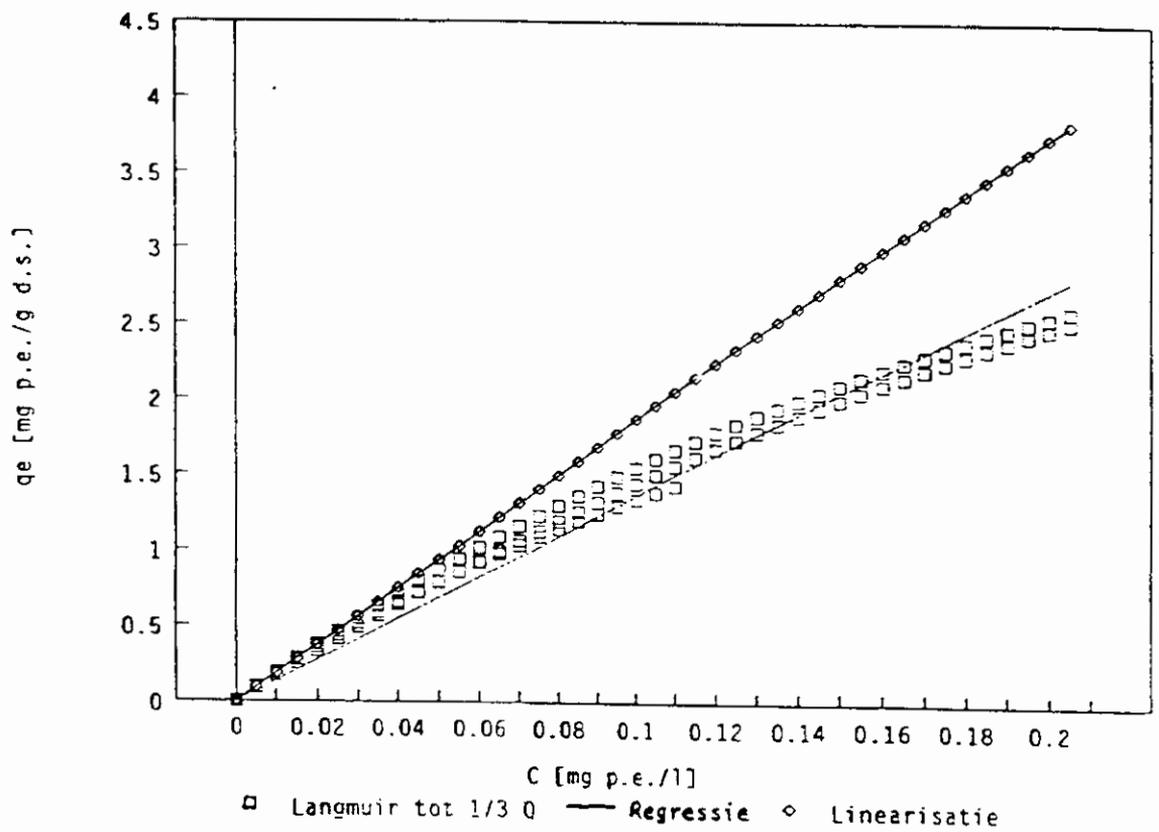


Abbildung 7 Adsorbierte Polyelektrolyt-Fraktion (q_e) als Funktion der Polyelektrolyt-Konzentration in der Wasserphase (C) nach 3 abgeleiteten Langmuir-Isothermen für verschiedene kationische Polyelektrolyte bis $1/3$ der maximalen Adsorptionskapazität (Q), die Regressionslinie dieser Punkte (entsprechend einem K_p von 13.650) und Linearisation der Langmuir-Isotherme (entsprechend einem K_p von 18.700)

Anlage 4

Gesundheitseffekte von Nebenprodukten

GESUNDHEITSEFFEKTE VON NEBENPRODUKTEN

Neben dem aktiven Stoff kommen in Polyelektrolyten verschiedene Nebenprodukte vor. In einigen Fällen sind diese Nebenprodukte für den Mensch gefährlicher als die aktiven Stoffe selbst.

Mineralisches Öl ist beispielsweise für Menschen krebserregend. Petroleumdestillat kann eine Reizung der Haut, der Augen und der Atemwege verursachen. Eine langfristige Exposition an Petroleumdestillatdampf kann Schäden am zentralen Nervensystem verursachen.

Sowohl flüssige als auch feste Produkte können kleine Mengen an Akrylamid enthalten. Akrylamid ist für die Haut und die Schleimhäute reizend. Es kann Blasen und ein Pellen der Haut verursachen, vor allem auf den Handflächen und Fußsohlen.

Akrylamid kann Effekte auf das Nervensystem verursachen. Die Effekte auf das zentrale Nervensystem sind durch extreme Ermüdung, Schläfrigkeit, Gedächtnisstörungen und Schwindel gekennzeichnet. In schweren Fällen können Verwirrtheit, Desorientiertheit und Halluzinationen auftreten. Charakteristisch sind Koordinationsstörungen beim Gehen. Effekte auf das periphere Nervensystem treten meistens erst nach langfristiger Exposition auf und sind durch den Verlust der Sehnenreflexe, verringertes Gefühl und Muskelschwäche in den Gliedern gekennzeichnet. Effekte auf das autonome Nervensystem äußern sich unter anderem in übermäßigem Schwitzen. Nach Beendigung der Akrylamidexposition wird im allgemeinen der alte Zustand vollständig wiederhergestellt.

Akrylamid ist für Versuchstiere krebserregend. Bei Mäusen wurden Haut- und Lungentumore festgestellt. Es stehen keine ausreichenden Daten zur Verfügung, um die krebserregenden Eigenschaften für den Menschen prüfen zu können (LARC, 1986). In den Niederlanden wurde Akrylamid aber in die niederländische Liste krebserregender Stoffe aufgenommen.

Es gibt keine Hinweise, daß Akrylamideffekte beim Menschen Effekte auf das ungeborene Leben verursacht. Der Stoff kann wahrscheinlich über die Muttermilch ausgeschieden werden. Über die Effekte von Akrylamid auf die Fruchtbarkeit des Menschen ist keine Feststellung möglich. Der Stoff kann jedoch in dem männlichen Fortpflanzungssystem akkumulieren. Für Stoffe, die der Fortpflanzung schaden können, gilt eine zusätzliche Registrierungspflicht. Das Arbeitsministerium empfiehlt, hier eine Kopplung mit der Registrierung krebserregender Stoffe vorzunehmen. Akrylamid wird in Zusammenhang mit den möglichen Effekten von mutagenen Stoffen auf die Fortpflanzung explizit genannt (SZW '95).

Akrylamid wird nach Ingestion, nach Exposition der Haut und nach Einatmen schnell in den Körper aufgenommen. Nach Einnahme wird der größte Teil (66%) wieder über die Nieren und die Galle ausgeschieden (Halbwertszeit einige Stunden). Ein Teil bleibt jedoch zurück und kann im Nervensystem, in der Leber und den Nieren und im männlichen Fortpflanzungssystem akkumulieren. Das zurückbleibende Akrylamid hat eine Halbwertszeit von 10 Tagen (WHO/IPCS, 1985).

Andere Nebenprodukte betreffen unter anderem Hydroxypropionitril, Isobutyronitril, Sorbitan-Mono-Oleat und Akrylonitril.

Für Hydroxypropionitril ist bekannt, daß es nach Ingestion oder nach Hautkontakt toxisch ist. Die Effekte nach Exposition sind nicht weiter spezifiziert. Bei Anwesenheit von basischen Stoffen kann Cyanid entstehen, das sehr toxisch ist. Isobutyronitril ist ebenfalls nach Ingestion oder nach Hautkontakt toxisch. Auch für diesen Stoff sind die möglichen Effekte nach Exposition nicht näher spezifiziert. Bekannt ist, daß der Stoff Hautreizungen verursachen kann.

Von Sorbitan-Mono-Oleat wurden keine Toxizitätsdaten ermittelt (SAX, 1989).

Akrylonitril, das von Goppers (1976) in einem flüssigen kationischen quaternisierten Polyakrylamid detektiert wurde, ist für den Menschen krebserregend.