



Advies 16307A01 – indicatieve MKN's voor anionisch polyacrylamide polymeer Efafloc

A. van Leeuwenhoeklaan 9
3721 MA Bilthoven
Postbus 1
3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl

T 030 274 91 11
F 030 274 29 71
info@rivm.nl

Aanvrager	RWS-NN
Projectnummer RIVM	M/270103/25/AB
Dossiercode	16307
Rapportnummer	2025-1035
Datum aanvraag	21-02-2025
Datum rapportage	A00: 11-04-2025 A01: 18-05-2026
Auteur(s)	Els Smit
Toetser (1), datum	Marino Marinkovic, 04-04-2025
Toetser (2), datum	Stan de Groot, 04-04-2025
Goedkeuring, datum	A00: Maikel de Potter, 08-04-2025 A01: Maikel de Potter, 17-05-2025
Versie en status RIVM-advies	Getoetst volgens interne RIVM-procedure, besproken in de <i>Wetenschappelijke Klankbordgroep normstelling water en lucht</i> Dit is een aangepaste versie van advies 16307A00 van 11-04-2025. Naar aanleiding van de bespreking in de <i>Wetenschappelijke Klankbordgroep normstelling water en lucht</i> is de tekst op een aantal plaatsen aangepast. De conclusies zijn niet veranderd.

Inhoud

1	Inleiding.....	2
1.1	Vraagstelling	2
1.2	Werkwijze	2
2	Informatie over de stof.....	2
2.1	Identiteit van de producten.....	2
2.2	Toepassing van EFAFLOC 1700.....	4
2.3	Regelgeving	4
2.4	Stofeigenschappen en gedrag in het milieu	5
3	Toxiciteit	6
3.1	Voedselketenroute.....	6
3.2	Ecotoxiciteit van anionische polyacrylamides	6
3.3	Risicogrenzen voor anionische polyacrylamides uit literatuur.....	9
4	Evaluatie en discussie, voorstel voor normen	9
4.1	Variatie in ecotoxiciteitsgegevens	9
4.2	Beoordeling monomeren	10
5	Conclusies en aanbevelingen.....	11
6	Status van dit advies/disclaimer	12
	Literatuur	13
	Bijlage 1. Ecotoxiciteitsgegevens.....	14

1 Inleiding

1.1 Vraagstelling

Rijkswaterstaat Noord-Nederland (RWS) heeft voor het toetsen van emissies een aanvraag gedaan voor normen voor oppervlaktewater voor een anionisch polyacrylamide (PAM) in een flocculant. De aanvraag betreft een indicatieve jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm en maximaal aanvaardbare concentratie voor oppervlaktewater (i-JG-MKN en i-MAC-MKN_{eco}).

RWS geeft aan dat de flocculant in verschillende vormen wordt aangevraagd, namelijk als granulaat (EFAFLOC 1700, in water op te lossen) en als onderdeel van oliehoudende emulsie (EFAFLOC 1302). Bij gebrek aan specifieke informatie over EFAFLOC 1302 gaat dit advies enkel in op EFAFLOC 1700 (zie 2.1).

1.2 Werkwijze

De afleiding van de indicatieve risicogrenzen voor oppervlaktewater is beschreven in de online handleiding voor het afleiden van indicatieve milieukwaliteitsnormen op de website Risico's van Stoffen¹. Deze handleiding is gebaseerd op de Europese en nationale werkwijze voor het afleiden van gedegen waterkwaliteitsnormen voor de Kaderrichtlijn water (KRW). Voor uitleg van de methode en verdere details wordt verwezen naar deze handleiding.

De samenstelling van de producten en de identiteit van de polymeren is niet geheel duidelijk (zie 2.1). In de reguliere gegevensbronnen is geen informatie gevonden. Een beperkte zoekactie op internet leverde een rapport van het Zwitserse Oekotoxentrum (Dell'Ambrogio et al., 2019) dat een samenvatting geeft van een aantal studies naar de toxiciteit van anionische PAM voor waterorganismen. Daarnaast is het veiligheidsinformatieblad (VIB) van het betreffende product geraadpleegd en is gebruik gemaakt van een studie van STOWA (1995) over de milieueffecten van polyelectrolyten.

2 Informatie over de stof

2.1 Identiteit van de producten

2.1.1 EFAFLOC 1302

Voor EFAFLOC 1302 is geen informatie beschikbaar. Volgens de informatie die RWS van het betreffende bedrijf heeft gekregen, betreft het een oliehoudende emulsie. De website van de producent suggereert echter dat dit product geen olie bevat² "*Gegenüber den bisher bekannten Emulsionspolymeren enthalten die EFAFLOC-Typen 1300 -*

¹ <https://rvs.rivm.nl/onderwerpen/normen/milieu/handleiding-normafleiding>

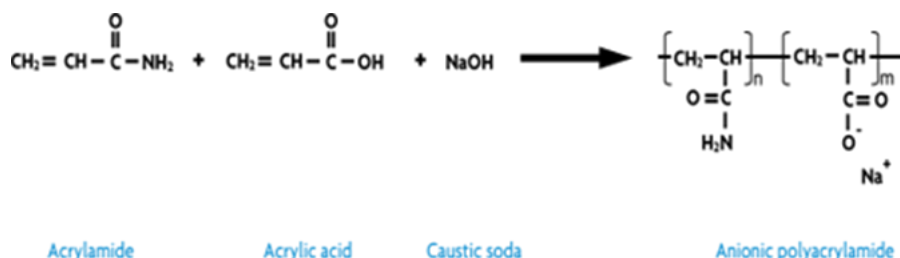
² [EFAFLOC Flockungshilfsmittel und Polyelektrolyte der EFA Chemie](#)

1304 keine Erdöl-Destillate, sodass diese Produkte keine Erdöl-Rückstände im Schlamm hinterlassen". Volgens de website van de producent omvat de EFAFLOC 1300-1399-range zowel anionische, kationische als neutrale producten. Bij gebrek aan specifieke informatie over EFAFLOC 1302 gaat dit advies enkel in op EFAFLOC 1700.

2.1.2 EFAFLOC 1700

In het VIB van het product EFAFLOC 1700 staat dat het product een mengsel is. Daarbij wordt slechts één bestanddeel gespecificeerd, zijnde een 'anionisch polyacrylamide'. Verdere details worden niet gegeven. RWS heeft bij de leverancier navraag gedaan over de samenstelling van het product EFAFLOC 1700. Volgens de leverancier bevat het product geen onzuiverheden/verontreinigingen, behalve kristalwater en additieven voor een betere vloeibaarheid/oplosbaarheid. De additieven en hun concentraties zijn echter niet gespecificeerd.

Met betrekking tot het polymeer verklaart de leverancier het volgende: "Er zijn is geen specifiek CAS-nummer deze polymeer, omdat ze altijd aan een specifieke stof worden toegekend. Na polymerisatie is het product geen definieerbare stof meer. Er zijn geen CAS-nummers voor mengsels, maar alleen voor de stoffen waaruit de mengsels zijn gemaakt. Deze worden verder niet kenbaar gemaakt door fabrikant". Wel heeft de leverancier het molecuulgewicht gespecificeerd zijnde 10 tot 15 miljoen (Dalton) en is de polymerisatiereactie gegeven (figuur hieronder).



Figuur 1. Polymerisatiereactie van het anionische polyacrylamide in EFAFLOC 1700

Het RIVM merkt op dat bovenstaande verklaring onjuist is, immers onder het CAS registratiesysteem worden synthetische polymeren geregistreerd op basis van de gebruikte monomeren. In dit geval is het gevormde polymeer een copolymeer van acrylamide en natriumacrylaat, met acrylamide (CAS 79-06-1) en acrylzuur (CAS 79-10-7) als monomeren.

Naar alle waarschijnlijkheid valt dit polymeer onder CAS-nummer 25085-02-3. Het CAS-nummer 25085-02-3 is in de ECHA database gekoppeld aan de stof '2-Propenoic acid, sodium salt (1:1), polymer with 2-propenamamide' met EC nummer 607-529-1. De vermelde IUPAC namen zijn respectievelijk 'Ethanaminium, N,N,N-trimethyl-2-[(1-oxo-2-propenyl)oxy]-, chloride, polymer with 2-propenamamide', en 'prop-2-enoic acid trimethyl[2-(prop-2-enoyloxy)ethyl]azanium hydrate chloride',

'Copolymer of Acrylamide und Sodiumacrylate' en 'Reaction Mass of acrylamide, acrylic acid and sodium hydroxide'. Op de ECHA-website staan geen alternatieve namen vermeld voor het polymeer.

Het RIVM merkt op dat een CAS-nummer alleen onvoldoende is om een polymeer te identificeren. Dit omdat het CAS registratiesysteem geen onderscheid maakt tussen polymeren die wel dezelfde algemene structuur hebben, maar verschillen in molecuulgewicht, ketenlengte, monomeerverhouding of procentuele samenstelling van monomeren. In dit geval is alleen bekend dat de molecuulgrootte 10-15 miljoen Dalton is, zonder informatie over relevante eigenschappen zoals het nummergemiddelde molecuulgewicht, de eventueel aanwezige kortere ketens (oligomeren) en/of ongereageerde monomeer-residuen. Daarnaast is er ook geen informatie beschikbaar over de monomerenverhouding, die bepalend is voor de uiteindelijke lading van het copolymeer. De anionische ladingsdichtheid (*charge density*) van het polymeer is ook niet gespecificeerd.

2.2 Toepassing van EFAFLOC 1700

EFAFLOC 1700 is een PAM-granulaat dat na verdunning in water als flocculant wordt toegepast (bijvoorbeeld 0,1 gewichtsprocent). PAM is door zijn negatieve lading anionisch actief en vlokt vaste stoffen uit die daarna van het omringende water kunnen worden gescheiden. EFAFLOC 1700 is niet geschikt voor het afscheiden van opgeloste stoffen³.

In dit specifieke geval wordt afvalwater dat ontstaat bij scheepsreiniging op het water afgevangen in een werkschip en na filtering behandeld met het product dat via een pijpflocculator wordt toegediend. Na bezinking van de deeltjes wordt het afvalwater door een 10 micron-filter gefilterd en in Rijkswateren geloosd.

Uit informatie van RWS blijkt dat het anionisch PAM wordt toegepast in combinatie met anorganisch polyaluminiumchloride (PAC; di-alluminiumchloride pentahydroxide). Toevoeging van co-agulant PAC aan het water zorgt voor neutralisatie van de negatieve lading van zwevende colloïdale deeltjes, waardoor ze samenklonteren tot microvlokken. Toevoeging van het anionische PAM zorgt ervoor dat de microvlokken flocculeren tot grotere vlokken die beter af te scheiden zijn.

Het huidige advies gaat enkel over het anionische PAM. Lozingen van kationische aluminiumverbindingen die als co-agulant worden toegepast, kunnen in eerste instantie worden getoetst aan de bestaande waterkwaliteitsnormen voor aluminium.

2.3 Regelgeving

Er is geen REACH registratiedossier voor het polymeer met CAS nummer 25085-02-3. Polymeren zijn namelijk uitgezonderd van registratieplicht onder de REACH verordening. Dit in tegenstelling tot de monomeren die

³ <https://chemtrade.nl/wp-content/uploads/2017/05/EFAFLOC-1700-1799.pdf>

wel registratieplichtig zijn. Meer hierover is te vinden in ECHA's richtsnoer voor monomeren en polymeren⁴.

De monomeren acrylamide (CAS 79-06-1) en acrylzuur (CAS 79-10-7) zijn wel geregistreerd onder REACH. Acrylamide is een Zeer Zorgwekkende Stof (ZZS) omdat de stof binnen REACH is geïdentificeerd als *Substance of Very High Concern* (SVHC).

Het CAS-nummer 25085-02-3 komt voor in de Rigoletto-database van de het Duitse Umweltbundesamt (UBA)⁵ en is daar aangeduid als 'Polyacrylamide, anionisch mit einem Restmonomergehalt <0,1 %' en geldt als 'duidelijk watergevaarlijk' (WGK 2)⁶. De Duitse WGK-indeling wordt bepaald door scores op diverse gevaarseigenschappen, waaronder afbreekbaarheid, kankerverwekkende eigenschappen en ecotoxiciteit, maar de precieze indelingscriteria voor CAS 25085-02-3 zijn niet verder uitgezocht.

2.4 Stofeigenschappen en gedrag in het milieu

Het VIB van EFAFLOC 1700 vermeldt dat het product weinig oplosbaar is, maar geeft geen verdere informatie.

Met betrekking tot de biodegradatie vermeldt het VIB <10% afbraak in een 'readily biodegradability'-test volgens OECD testrichtlijn 301D en 1,7% afbraak in een afbraaktest in zeewater volgens OECD 306. Deze waarden geven aan dat het polymeer 'not readily biodegradable' is en dus naar verwachting slecht zal afbreken in het milieu. De onderliggende gegevens zijn echter niet beschikbaar en het RIVM kan deze conclusie niet controleren.

In algemene zin is weinig bekend over de afbraak van polyacrylamides in het milieu, er zijn studies waarin PAM wordt afgebroken door micro-organismen, maar ook studies die wijzen op slechte afbreekbaarheid (zie overzichten in Dell'Ambrogio et al., 2019 en Faber et al., 2023). Deze verschillen kunnen komen door de verschillen in opbouw van het polymeer (type en volgorde van de monomeereenheden) en de lengte van de polymeerketens.

Er zijn geen gegevens over de binding van het betreffende anionische PAM aan organische stof. STOWA (1995) maakt melding van een lage adsorptie van anionische polyelectrolyten aan actief slib met 4% adsorptie bij continue dosering en 12% bij een eenmalige toepassing. Er wordt wel verwacht dat deze polymeren sterk binden aan kationische groepen die kunnen worden gevormd na precipitatie van fosfaat met ijzer, aluminium of calcium (STOWA, 1995). Dit zal ook een van de redenen zijn dat het product wordt toegepast in combinatie met een co-agulant, naast dat de co-agulent ervoor zorgt dat de negatief geladen slibdeeltjes geneutraliseerd worden waardoor ze microvlokken kunnen vormen (zie 2.2).

⁴ https://echa.europa.eu/documents/10162/2324906/polymers_nl.pdf/a26fee33-3402-4b19-8e70-6ae558b8706a?t=1680005315033

⁵ [Start page - Rigoletto \(uba.de\)](#)

⁶ WGK 1 = schwach wassergefährdend, WGK 2 = deutlich wassergefährdend

PAM's worden ook toegepast om bodem-erosie tegen te gaan. De mate van binding is sterk afhankelijk van het type lading, ketenlengte en molecuulgewicht en van de bodemkarakteristieken (Dell'Ambrogio et al., 2019).

3 Toxiciteit

3.1 Voedselketenroute

Omdat het polymeer een hoge getalgemiddelde molecuulmassa (M_n) heeft van >10000 Da, is het niet aannemelijk dat de stof zal worden opgenomen door vissen. Dit maakt het onwaarschijnlijk dat de voedselketenroute relevant is. Voor de volledigheid moet worden opgemerkt dat de polydispersiteit onbekend is. Het is dus niet uit te sluiten dat er oligomeren of kortketenige polymeren aanwezig zijn die eventueel wel door vissen opgenomen zouden kunnen worden. We kunnen niet beoordelen of eventuele risico's voor de voedselketen worden afgedekt door de MKN's voor directe ecotoxiciteit.

3.2 Ecotoxiciteit van anionische polyacrylamides

In de volgende paragrafen staat informatie uit het VIB van EFAFLOC 1700 en uit de openbare literatuur. Bijlage 1 bevat kopieën van de tabellen met ecotoxiciteitsgegevens uit de diverse bronnen.

3.2.1 VIB EFAFLOC 1700

Het VIB van EFAFLOC 1700 vermeldt acute $L(E)C_{50}$'s voor een aantal vissoorten en voor de zoutwater diatomee *Skeletonema costatum*. De LC_{50} voor vissen varieert van >100 mg/L voor *Danio rerio* tot 670 mg/L voor *Pimephales promelas*. De EC_{50} voor *S. costatum* is 2276 mg/L (zie Bijlage 1).

3.2.2 STOWA 1995

STOWA (1995) vermeldt acute $L(E)C_{50}$'s van anionische polyelectrolyten voor kreeftachtigen en vissen (zie Bijlage 1). De laagste waarde voor kreeftachtigen is 0,06 mg/L voor de watervlo *Daphnia pulex* uit Hall & Mirenda (1991). Dit betreft een studie met een anionische emulsie op basis van acrylzuur/acrylamide copolymeer met een ladingsdichtheid van -30% en een molecuulgewicht van 18×10^6 Da. De LC_{50} voor de vis *Pimephales promelas* voor dit product was 20,97 mg/L (beide waarden uitgedrukt op basis van het polymeer). Hall & Mirenda (1991) hebben verschillende van deze polyacrylamide emulsies getest, die variëren in ladingsdichtheid (-8, -20 en -30%) en molecuulgewicht (9, 13, 16 en 18×10^6 Da). De range van verkregen LC_{50} 's was 0,09 – 0,66 mg/L voor *D. pulex* en 28,42 – 85,11 mg/L voor *P. promelas*. De auteurs vonden geen relatie met molecuulgewicht of ladingsdichtheid.

3.2.3 Oekotoxentrum – Dell'Ambrogio 2019

Dell'Ambrogio et al. (2019) geven aan dat algemeen wordt aangenomen dat anionische polymeren weinig giftig zijn voor waterorganismen. Ze benoemen echter ook dat in enkele oudere studies wel effecten zijn aangetoond, waaronder bovengenoemde studie van Hall & Mirenda

(1991) en een studie van Beim & Beim (1994) en geven aan dat dit beeld wordt bevestigd in meer recente publicaties van Weston et al. (2009), Acharya et al. (2010) en Harford et al. (2011). Deze artikelen worden hieronder kort besproken. Zie ook Bijlage 1.

3.2.3.1 Beim & Beim 1994

De studie van Beim & Beim (1994) is ook bekeken in het kader van eerdere RIVM-adviezen over kationische polyelectrolyten. Deze auteurs hebben diverse waterorganismen blootgesteld aan verschillende flocculanten op basis van acrylamide-derivaten (anionische, kationische en nonionische). Voor de anionische variant Magnafloc E10 vonden zij acute LC₅₀'s variërend van 14,1 mg/L voor *D. magna* tot >1000 mg/L voor volwassen vissen (*Phoxinus phoxinus* L.) en chronische 'non effective concentrations' van 0,01 mg/L voor algen en *Daphnia*, tot 10 mg/L voor bacteriën en vissen.

De chronische waarden voor algen (*Scenedesmus quadricauda*) hebben betrekking op groeisnelheid, bij *Daphnia* is het effect op reproductie onderzocht en bij vissen is gekeken naar histologische en hematologische parameters. Het is echter niet duidelijk welk eindpunt bepalend is voor de gepresenteerde effectconcentraties en welke effectmaat is gebruikt. In het artikel wordt gesproken over de 'median fertility of the animals', 'non-effective concentrations' en 'vital concentrations'. Voor de platwormen (*Baicalobia guttata*), visseneieren (*Cottocomephorus grewingki*, *Thymallus articus baicalensis* en *Coregonus autumnalis migratorius*) en gammariden (*Eulimnogammarus verrucosus*) staat niet vermeld op welke eindpunten de effectconcentraties zijn gebaseerd.

Het artikel vermeldt een testduur tot 20 dagen voor sub-acute experimenten en 3 maanden voor lange termijn experimenten, maar er staat niet aangegeven welke testduur bij welk organisme/resultaat hoort. Het is mogelijk dat de studies langer hebben geduurd dan voorgeschreven in de huidige richtlijnen en bij de algenstudie is het niet duidelijk of er nog sprake was van exponentiële groei in de controle.

Dell'Ambrogio et al. (2019) concluderen dat de studie minder geschikt is voor het beoordelen van de risico's van PAM in het algemeen, maar wel een van de eerste studies was die wees op chronische toxiciteit van anionische PAM.

3.2.3.2 Weston 2009

Weston et al. (2009) hebben vijf producten getest op basis van anionisch PAM, waaronder een granulaair product met 97% PAM, een tabletvorm met 40% PAM, een waterige oplossing van PAM en twee olie-emulsies. Acute en chronische toxiciteitsstudies werden uitgevoerd volgens standaard protocollen met *Hyalella azteca*, *Chironomus dilutus*, *Ceriodaphnia dubia*, *Pimephales promelas* en *Pseudokirchneriella subcapitata*.

Het granulaire PAM had alleen effect op *C. dubia* met een 6-8 daagse LC₅₀ van 28,7 mg/L en een EC₅₀ voor reproductie van 5,1 mg/L. Voor de overige testsoorten werd geen effect gevonden bij 100 mg/L.

De tabletvorm werd alleen werd getest met *H. azteca* en had geen effect bij de hoogste testconcentratie ($LC_{50} > 100$ mg/L).

Het waterige PAM-product veroorzaakte een significant effect op de celdichtheid van algen bij 6,3 mg/L, de EC_{50} was 14,6 mg/L. Bij de overige soorten werd geen sterfte gevonden tot de hoogste testconcentratie ($LC_{50} > 100$ mg/L). De reproductie van de watervlo *C. dubia* was met 25% geremd bij 100 mg/L, de biomassa van vissen met 16%. De concentratie van 6,3 mg/L is in het artikel aangeduid als de LOEC (Lowest Observed Effect Concentration). Omdat niet is vermeld welke concentraties zijn getest, is het niet duidelijk wat de bijbehorende NOEC is.

Bij de olie-achtige producten werden effecten gezien bij alle testorganismen behalve algen. De laagste LC_{50} was 0,30 mg/L voor *C. dubia*.

Weston et al. (2009) geven aan dat de waargenomen effecten van PAM op algen en watervlooiën deels te verklaren zijn uit fysische effecten. De toename in viscositeit bij toenemende PAM-concentraties zou voor stress kunnen zorgen bij kleine waterdieren zoals *C. dubia*. Daarnaast zou verminderde beschikbaarheid van voedsel door flocculatie een rol kunnen spelen. Flocculatie zou ook kunnen zorgen voor verminderde celdichtheid bij algen. Bij de olie-emulsies is er volgens de auteurs wel sprake van een toxisch effect.

3.2.3.3 Acharya 2010

Acharya et al. (2010) onderzochten de toxiciteit van lineair anionisch PAM voor *Daphnia magna* bij acute (48 uur) en chronische blootstelling (32 dagen). De acute LC_{50} was 152 mg/L, NOEC's na 32 dagen continue blootstelling waren 0,5 mg/L voor groei en 5 mg/L voor reproductie. De auteurs stellen dat het niet duidelijk is of de effecten zijn te wijten aan mechanische of fysiologische effecten of een combinatie van beide. Ze nemen aan dat viscositeit een rol heeft gespeeld en de oorzaak is van verminderde voedselopname en mogelijk een verhoogde energiebehoefte.

3.2.3.4 Harford 2011

Harford et al. (2011) bestudeerden de toxiciteit van een blokpolymeer Magnasol AN2 (60% anionisch PAM en 40% polyethyleenglycol; PEG). Ze testten ook de afzonderlijke componenten anionisch PAM (Magnafloc®1011; $\sim 15-20 \times 10^6$ Da) en PEG op vijf soorten waterorganismen. De auteurs gebruikten totaal organisch koolstof (TOC) als maat voor de concentratie PAM en PEG. De $L(E)C_{50}$'s voor anionisch PAM varieerden van 3 mg/L voor de kreeftachtige *Moinodaphnia macleayi* tot > 1020 mg/L voor larven van de vis *Mogurnda mogurnda*, uitgedrukt als totaal organisch koolstof (TOC). De laagste EC_{10} was 1 mg/L (als TOC) voor reproductie van *M. macleayi*.

3.3 Risicogrenzen voor anionische polyacrylamides uit literatuur

Beim & Beim (1994) stellen voor Magnafloc E10 een maximaal toelaatbare concentratie voor van 10 µg/L (= 0,01 mg/L). Dit is de laagste NOEC voor algen en *Daphnia* uit hun experimenten, er is dus geen veiligheidsfactor toegepast. De NOEC's voor deze organismen zijn lager dan voor andere geteste organismen, bij algen speelt mogelijk een (te) lange testduur een rol.

Harford et al. (2011) combineerden gegevens van hun eigen experimenten met gegevens uit de literatuur en berekenden met statistische extrapolatie een HC₅ van 0,4 mg/L voor anionisch PAM op basis van alle data en een HC₅ van 1 mg/L op basis van alleen hun eigen data⁷. Beide waarden zijn uitgedrukt als TOC zoals in hun eigen experimenten.

Dell'Ambrosio et al. (2019) komen op een Predicted No Effect Concentration (PNEC) van 0,05 mg/L op basis van de NOEC van 0,5 mg/L voor *Daphnia magna* van Acharya et al. (2010) met een veiligheidsfactor van 10.

4 Evaluatie en discussie, voorstel voor normen

4.1 Variatie in ecotoxiciteitsgegevens

De verzamelde gegevens laten een grote variatie zien in ecotoxiciteit van anionische PAM's. Het is aannemelijk dat dit voor een deel te maken heeft met verschillen tussen de geteste polymeren en producten wat betreft molecuulstructuur, grootte en ladingsdichtheid van het anionische polymeer. Daarnaast spelen verschillen in blootstellingsduur en het type eindpunt een belangrijke rol, evenals de karakteristieken van het testmedium. Bij het testen van producten kunnen andere bestanddelen ook een effect hebben.

Uit de hier aangehaalde literatuur komt naar voren dat kreeftachtigen en groenalgen potentieel gevoelige groepen zijn, met name als wordt gekeken naar chronische effectwaarden. Het VIB van EFAFLOC 1700 bevat echter geen gegevens voor deze potentieel gevoelige groepen en vermeldt alleen acute L(E)C₅₀'s. Het is daarom niet verantwoord om de MKN's enkel te baseren op de relatief hoge acute effectconcentraties uit het VIB.

Alles overwegende lijkt het redelijk om, met de huidige stand van kennis, de beoordeling van het Zwitserse Oekotoxentrum te volgen en voor het afleiden van i-MKN's voor anionische polyacrylamides uit te gaan van een kritische, *worst case* chronische NOEC van 0,5 mg/L voor de watervlo. Gezien de resultaten van Beim & Beim (1994) lijkt deze waarde ook beschermend voor vissen, evenals voor algen op basis van de studies van Weston et al. (2009) en Harford et al. (2011). Als acute waarde wordt gekozen voor de acute EC₅₀ voor algen van 14,6 mg/L uit Weston et al. (2009). Hierbij wordt aangetekend dat de onderbouwing

⁷ HC5 = hazardous concentration for 5% of the species

van de verwantschap tussen de verschillende polymeren in deze groep niet duidelijk is, omdat de identiteit van de geteste polymeren onbekend is.

Een onzekerheid daarbij is dat het niet duidelijk is of de verminderde groei te maken heeft met de toegenomen viscositeit van de testoplossingen door de aanwezigheid van anionische PAM. Op zichzelf moeten fysische effecten ook worden meegenomen in de MKN-afleiding, als ze een gevolg zijn van de intrinsieke stoffeigenschappen. De vraag is wel of dit soort effecten ook optreden in het veld, waar de stoffen in een groter volume terechtkomen dan in een laboratoriumtest. Aan de andere kant kan er sprake zijn van aanzienlijke hoeveelheden flocculant en zonder verdere gegevens kunnen fysische effecten niet op voorhand worden uitgesloten.

4.1.1 *Voorstel i-JG-MKN*

We nemen aan dat de voedselketenroute niet kritisch is (zie 3.1) en dat de i-JG-MKN's kunnen worden afgeleid op basis van directe ecotoxiciteit. Met de standaard veiligheidsfactor van 10 voor een complete chronische basisset, komt de i-JG-MKN_{zoet, eco} uit op 0,05 mg/L (50 µg/L). Voor zout oppervlaktewater rekenen we met een extra veiligheidsfactor van 10, dit levert een i-JG-MKN_{zout} van 0,0050 mg/L (5,0 µg/L).

4.1.2 *Voorstel i-MAC-MKN_{eco}*

Bij een complete acute basisset wordt de i-MAC-MKN_{eco, zoet} afgeleid met een veiligheidsfactor van 100 op de laagste waarde. Deze factor kan worden verlaagd naar 10 als de variatie in gevoeligheid tussen soorten klein is (voor stoffen met een narcotische werking) of als potentieel gevoelige soorten zijn getest (voor stoffen met een specifieke werking). In de huidige situatie is er grote onzekerheid over de identiteit van de geteste polymeren en over de variatie in toxiciteit als gevolg van de variatie in polymeercharacteristieken en testomstandigheden. Daarom wordt de standaardfactor van 100 gehandhaafd.

De voorgestelde i-MAC-MKN_{zoet, eco} is 0,15 mg/L (150 µg/L). Voor zout oppervlaktewater rekenen we met een extra veiligheidsfactor van 10, dit levert een i-MAC-MKN_{zout, eco} van 15 µg/L.

4.2 **Beoordeling monomeren**

Bij het beoordelen van het polymeer moet ook worden gekeken naar de monomeren waaruit het polymeer gevormd is (acrylamide en acrylzuur) en die mogelijk als residu aanwezig zijn in het product EFAFLOC 1700.

Het RIVM heeft onlangs een advies over acrylamide afgerond. Hierin staan acute en chronische studies met diverse taxonomische groepen en wordt een i-JG-MKN_{eco, zoet} afgeleid van 5,0 µg/L.

Voor acrylzuur zijn beleidsmatig vastgestelde MKN's beschikbaar, de JG- en MAC-MKN zijn allebei 3,0 µg/L voor zoetwater en 0,3 µg/L voor zout water.

5 Conclusies en aanbevelingen

In dit advies doet het RIVM een voorstel voor anionische polyacrylamides (anionisch PAM). De voorgestelde i-MKN's staan in tabel 1. Deze waarden gelden voor opgelost anionisch PAM in water met een laag organisch koolstofgehalte.

Tabel 1. Voorgestelde indicatieve MKN's voor anionisch polyacrylamide in zoet en zout oppervlaktewater. Waarden in $\mu\text{g/L}$, voor opgeloste concentraties.

Stof	Zoet oppervlaktewater [$\mu\text{g/L}$]		Zout oppervlaktewater [$\mu\text{g/L}$]	
	i-JG-MKN	i-MAC-MKN	i-JG-MKN	i-MAC-MKN
anionisch PAM	50	150	5,0	15

Het is niet aannemelijk dat het polymeer zal worden opgenomen door vissen. Het is echter niet uit te sluiten dat er oligomeren of kortketenige polymeren aanwezig zijn die eventueel wel door vissen opgenomen zouden kunnen worden. Hoewel het minder waarschijnlijk is dat de voedselketenroute relevant is, kunnen we niet met zekerheid concluderen dat risico's voor de voedselketen worden afgedekt door de MKN's voor directe ecotoxiciteit.

De afleiding is onzeker omdat er grote verschillen zijn in binnen de subgroep van anionische PAM. Dit heeft onder meer te maken met verschillen in de bouwstenen en hun verhoudingen, de molecuulgrootte en de lading van de polymeren. Er zijn geen gegevens over de karakteristieken van het polymeer zoals toegepast in het betreffende product. Daarom kan de relevantie van de ecotoxiciteitsgegevens niet verder worden beoordeeld en is uitgegaan van de laagste beschikbare waarden. Het ontbreken van informatie over de identiteit en stofeigenschappen is ongewenst, omdat dit een goede risicoschatting belemmert. Opgemerkt wordt dat informatie zou kunnen helpen om *worst case* aannames te verfijnen.

Het betreffende polymeer is onderdeel van een product dat wordt gebruikt als flocculant om onopgeloste deeltjes uit afvalwater te verwijderen. Het is van belang om de dosering van anionisch PAM goed te controleren en overdosering te vermijden om te voorkómen dat opgeloste anionisch PAM in het water terecht komt. Het RIVM merkt op dat de voorgestelde filtratie over 10 μm een goede maatregel is, maar het RIVM kan niet beoordelen wat het effect hiervan is op de fractie opgelost anionisch PAM. Het filtermateriaal is onbekend en er kan niet ingeschat worden of opgelost anionisch PAM hieraan bindt. We gaan ervan uit dat het filteren vooral de gevormde vlokken met PAM tegenhoudt. Of en in welke mate opgelost anionisch PAM wordt tegengehouden, is niet te zeggen.

De bescherming van drinkwaterbronnen is geen onderdeel van de afleiding van generieke waterkwaliteitsnormen, maar hiermee moet wel rekening worden gehouden als deze specifieke gebruiksfunctie in het

waterlichaam aanwezig is⁸. Op basis van de hier gebruikte informatie is het niet mogelijk om te beoordelen of de voorgestelde MKN's beschermend zijn voor drinkwater.

6 Status van dit advies/disclaimer

Dit advies is opgesteld naar aanleiding van een vraag in de context van een vergunningverlening/ontheffingsaanvraag. Het advies is getoetst volgens de interne RIVM-kwaliteitsprocedures en besproken in de Wetenschappelijke Klankbordgroep normstelling water en lucht (WK-nwl). Het voorstel wordt als advies aangeboden aan het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat. Het ministerie kan het RIVM-advies gebruiken om indicatieve waterkwaliteitsnormen vast te stellen. Vastgestelde normen zijn te vinden op de website Risico's van Stoffen.

Het RIVM vraagt aandacht voor de onzekerheden bij afleiding van risicogrenzen voor polymeren. Voor deze groep stoffen ontbreken doorgaans gegevens over de ecotoxicologische effecten en het milieugedrag. Hierdoor is het niet goed mogelijk om de risico's voor oppervlaktewater in te schatten. Dit geldt ook voor de eventuele emissie en/of vorming van microplastics en dit aspect is dan ook niet meegenomen in het huidige advies.

⁸ Zie Handboek immissietoets, beschikbaar via [Emissie-immissietoets | Informatiepunt Leefomgeving](#)

Literatuur

- Acharya K, Schulman C, Young MH. 2010. Physiological response of *Daphnia magna* to linear anionic polyacrylamide: Ecological implications for receiving waters. *Wat Air Soil Poll* 212 (1-4): 309-17. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0344-x>
- Beim AA, Beim AM. 1994. Comparative ecological-toxicological data on determination of maximum permissible concentrations (MPC) for several flocculants. *Environ Technol* 15: 195-198.
- Dell'Ambrogio G, Wong JWY, Ferrari G. 2019. Ecotoxicological effects of polyacrylate, acrylic acid, polyacrylamide and acrylamide on soil and water organisms. Swiss Centre for Applied Ecotoxicology, Lausanne, Switzerland.
- Faber M, Negash A, Vink J, Verweij W, Brand E. 2023. Afbraak van polyacrylamide en mogelijke vorming acrylamide in diepe plassen. Een literatuurverkenning. RIVM Briefrapport 2023-0126.
- Hall WS, Mirenda RJ. 1991. Acute toxicity of wastewater treatment polymers to *Daphnia pulex* and the fathead minnow (*Pimephales promelas*) and the effects of humic acid on polymer toxicity. *Research J Wat Pollut Control Fed* 63(6): 895-9.
- Harford AJ, Hogan AC, Jones DR, Van Dam R. 2011. Ecotoxicological assessment of a polyelectrolyte flocculant. *Wat Res* 45(19): 6393-6402.
- STOWA. 1995. An investigation into the environmental impact of polyelectrolytes in waste water treatment plants. Utrecht, Nederland. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer.
- Weston DP, Lentz RD, Cahn MD, Ogle RS, Rothert AK, Lydy MJ. 2009. Toxicity of anionic polyacrylamide formulations when used for erosion control in agriculture. *J Environ Qual*, 38: 238-247. <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0109>.

Bijlage 1. Ecotoxiciteitsgegevens

Deze bijlage bevat kopieën van de tabellen met ecotoxiciteitsgegevens uit diverse bronnen.

VIB

RUBRIEK 12: Ecologische informatie

12.1. Toxiciteit

Acute visticiteit

Expositietijd: 96 h
species: *Lepomis macrochirus*
LC50: 180 mg/l

Expositietijd: 96 h
species: *Oncorhynchus mykiss*
LC50: 130 mg/l

Expositietijd: 96 h
species: *Pimephales promelas*
LC50: 670 mg/l

Expositietijd: 96 h
species: Zebrabarbeel (*Brachydanio rerio*)
LC50: > 100 mg/l

Algentoxiciteit

Expositietijd: 72 h

Revisie-Nr.: 1,01,1 - Vervangt de versie: 1,01

NL - NL



Veiligheidsinformatieblad
overeenkomstig Verordening (EG) nr. 1907/2006

EFAFLOC 1700

Datum van herziening: 06.05.2021

species: *Skeletonema costatum*
IC50: 2.276 mg/l

STOWA 1995

Overview from literature of the toxicity of various polyelectrolytes

Type	Activity	Name of substance	Org. Group	Species	Time in h	Conc. in mg/l	Crit	Effect/Remarks	Reference
ANIONIC P.E.									
anion.	-30%	AA AE5	Crustaceans	Daphnia pulex	48	0.06	LC50	-	Hall & Miranda 1991
anion.	-8%	AA AE1	Crustaceans	Daphnia pulex	48	0.09	LC50	-	Hall & Miranda 1991
anion.	-20%	AA AE2	Crustaceans	Daphnia pulex	48	0.11	LC50	-	Hall & Miranda 1991
anion.	-30%	AA AE4	Crustaceans	Daphnia pulex	48	0.39	LC50	-	Hall & Miranda 1991
anion.	-30%	AA AE6	Crustaceans	Daphnia pulex	48	0.41-0.62	LC50	-	Hall & Miranda 1991
anion.	-30%	AA AE3	Crustaceans	Daphnia pulex	48	0.66	LC50	-	Hall & Miranda 1991
anion.		Dow AP-30	Crustaceans	Daphnia magna	96	17	LC50	static test	Biesinger, 1976
anion.	40%	a1	Crustaceans	Paratya australiensis	96	180	LC50	-	Supplier a
anion.	50%	a1	Crustaceans	Crangon crangon	96	230	LC50	-	Supplier a
anion.	bead	a2	Crustaceans	Crangon crangon	96	280	LC50	-	Supplier a
anion.		Dow AP-30	Crustaceans	Daphnia magna	48	345	LC50	static test	Biesinger, 1976
anion.	40%	a3	Crustaceans	Crangon crangon	96	460	LC50	-	Supplier a
anion.	50%	a4	Crustaceans	Paratya australiensis	96	490	LC50	-	Supplier a
anion.	40%	a1	Crustaceans	Crangon sp.	96	720	LC50	-	Supplier a
anion.	50%	a5	Crustaceans	Crangon crangon	96	790	LC50	-	Supplier a
anion.	45%	a3	Crustaceans	Crangon crangon	96	>3333	LC50	-	Supplier a
anion.		d1	Plants	Barley	-	>50	NOEC	sprout/roset yield	Supplier d
anion.	gel	a6	Fish	Salmo gairdneri	96	18	LC50	-	Supplier a
anion.	-30%	AA AE5	Fish	Pimephales promelas	96	20.97	LC50	-	Hall & Miranda 1991
anion.	-30%	AA AE4	Fish	Pimephales promelas	96	28.42	LC50	-	Hall & Miranda 1991
anion.	40%	a1	Fish	Armed bullhead	96	35	LC50	-	Supplier a
anion.	-30%	AA AE3	Fish	Pimephales promelas	96	36	LC50	-	Hall & Miranda 1991
anion.	-8%	AA AE1	Fish	Pimephales promelas	96	37.23	LC50	-	Hall & Miranda 1991
anion.	-20%	AA AE2	Fish	Pimephales promelas	96	40.43	LC50	-	Hall & Miranda 1991
anion.	-30%	AA AE6	Fish	Pimephales promelas	96	55.11	LC50	-	Hall & Miranda 1991
anion.	bead	a7	Fish	Salmo gairdneri	96	115	LC50	-	Supplier a
anion.	gel	a8	Fish	Salmo gairdneri	96	130	LC50	-	Supplier a
anion.	gel	a6	Fish	Salmo gairdneri	96	421	LC50	-	Supplier a
anion.	gel	a8	Fish	Salmo gairdneri	96	740	LC50	-	Supplier a
anion.	50%	a1	Fish	Salmo gairdneri	96	811	LC50	-	Supplier a

Table 1—Physiochemical characteristics of test polymers and results of acute toxicity tests with *Daphnia pulex* and *Pimephales promelas*. All LC50 values are expressed on an active polymer basis.*

Chemical	Percent charge density	Chemistry	Molecular weight ($\times 10^3$)	Binomial LC50 (95% confidence intervals), mg/L	
				<i>D. pulex</i>	<i>P. promelas</i>
CE1	+10	Metac	4.5	0.22 (0.14–0.56) ^b	4.70 (2.80–7.00) ^b
CE2	+25	Metac	6.0	0.19 (0.–0.33) ^b	1.41 (0.60–2.10) ^b
CE3	+45	Metac	5.0	0.06 (0.04–0.19) ^b	1.41 (0.93–1.85) ^b
CE4	+45	Metac	7.0	0.26 (0.19–0.37), 0.04 (0–0.19)	0.52 (0.37–0.74), 0.78 (0.37–1.85),
(Reference toxicant)				0.08 (0.04–0.19), 0.12 (0.04–1.85)	0.58 (0.37–0.93), 0.34 (0.19–0.74),
					0.93 (0.74–1.85)
CE5	+75	Metac	5.0	0.10 (0.04–0.20)	0.40 (0.20–0.80)
CE6	+2	Aetac	7.5	0.17 (0.03–0.29) ^b	11.60 (5.80–18.85) ^b
CE7	+6	Aetac	7.0	0.06 (0.03–0.15) ^b	13.49 (11.60–18.85) ^b
CE8	+10	Aetac	5.0	0.15 (0–2.90)	4.49 (0.29–5.80), 3.29 (2.03–4.35)
CE9	+25	Aetac	7.0	0.20 (0.03–1.45) ^b	1.45 (0.90–2.10) ^b
CE10	+35	Aetac	6.0	0.21 (0.03–0.32) ^b	1.05 (0.64–1.28) ^b
CE11	+45	Aetac	3.0	0.19 (0–1.11), 1.10 (0.004–0.37) ^b	1.30 (1.11–1.48) ^b
CE12	+45	Aetac	6.0	0.32 (0.11–1.11), ^b 0.63 (0.37–1.85)	2.81 (1.85–3.33) ^b
CE13	+45	Aetac	7.0	0.98 (0.37–1.85)	1.17 (0.74–1.85)
CE14	+45	Aetac	8.0	0.57 (0.04–1.85)	0.81 (0.37–1.48)
CS1	+100	EPI/DMA	0.10	0.26 (0.05–0.49)	0.86 (0.49–1.46)
CS2	+100	EPI/DMA	0.50	0.16 (0.05–0.49)	0.68 (0.49–0.97)
CS3	+100	DAD/MAC	0.05	0.77 (0.20–2.00)	0.74 (0.60–0.80)
CS4	+100	DAD/MAC	0.20	2.00 (0.10–5.00)	0.88 (0.80–1.00)
CS5	+75	MF	0.01	12.13 (2.04–25.08)	>170
CS6	+70	Mannich	3.0	51.71 (20.6–124.0) ^b	3.29 (1.49–5.83) ^b
CS7	+70	Mannich	4.0	41.58 (5.83–93.00) ^b	1.48 (0.74–2.98) ^b
CS8	+70	Mannich	5.0	45.96 (0–93.00)	1.04 (0.59–2.35)
CS9	+70	Mannich	6.5	70.08 (0–84)	1.36 (1.00–2.02)
CS10	+70	Mannich	8.0	46.24 (0–102.0)	1.19 (0.82–1.60)
NE1	0	PA	8.0	0.08 (0–0.15) ^b	63.63 (45.00–90.00) ^b
NE2	–4	PA	8.0	0.15 (0.09–0.27) ^b	63.63 (45.00–90.00) ^b
AE1	–8	AA	9.0	0.09 (0.03–0.15) ^b	37.23 (24.00–60.00) ^b
AE2	–20	AA	13.0	0.11 (0.03–0.29) ^b	40.43 (36.25–47.85) ^b
AE3	–30	AA	13.0	0.66 (0.30–0.90)	36.00 (0–60.00)
AE4	–30	AA	13.0	0.39 (0–9) ^b	28.42 (24–45) ^b
AE5	–30	AA	18.0	0.06 (0.03–0.30) ^b	20.97 (13.50–27.00) ^b
AE6	–30	AA	16.0	0.41 (0–3.0), ^b 0.62 (0.03–1.50) ^b	85.11 (24.00–120.00) ^b

* AA = acrylic acid/acrylamide, AE = anionic emulsion, CE = cationic emulsion, CS = cationic solution, DAD/MAC = di-*al*yl-dimethyl ammonium chloride, EPI/DMA = epichlorohydrin-dimethylamine, MF = melamine formaldehyde, NE = non-ionic emulsion, and PA = polyacrylamide.

^b Denotes significant difference in LC50 values between species for that polymer.

Table 1. Flocculants LC₅₀⁹⁶ for water organisms (in mg L⁻¹).

Test objects	Anionic Magnafloc E10	Nonionic Sanfloc N520P	Nonionic PAA	Cationic Zetag 64	Cationic Sanfloc CH009P	Cationic Catfloc
Planaria	>100.0	>100.0	64.5	>100.0	1.63	n.d.*
Daphnia	14.1	13.2	89.6	2.05	0.08	0.08
Gammaridae	2100.0	2050.0	2130.0	1160.0	650.0	70.0
Adult fish (minnows)	>1000.0	1000.0	407.0	2.82	141.0	2.24

*n.d. - no data

Table 2. Values of flocculants vital concentrations (in mg L⁻¹) for water organisms (results of long term tests).

Test objects	Anionic Magnafloc E10	Nonionic Sanfloc N520P	Nonionic PAA	Cationic Zetag 64	Cationic Sanfloc CH009P	Cationic Catfloc
Saprophytic bacteria	10.0	10.0	10.0	10.0	n.d.*	n.d.
Algae	0.01	0.001	0.01	0.002	0.00001	0.001
Planaria	1.0	100.0	0.1	0.1	n.d.	n.d.
Gammaridae	10.0	1.0	10.0	0.1	0.01	0.001
Daphnia	0.01	1.0	1.0	0.1	0.000001	0.00001
Fish roe of Bullhead	10.0	1.0	1.0	0.1	0.1	0.01
Grayling	5.0	1.0	100.0	1.0	1.0	n.d.
Omul	n.d.	10.0	0.1	0.1	0.1	n.d.
Adult fish (Minnow)	0.5	0.1	0.01	0.002	0.0001	0.0001

Table 1. Toxicity of granular polyacrylamide (PAM) in water-only exposures with the five species tested and the exposure durations shown. Concentrations in mg/L PAM. The 95% confidence interval of the point estimates are shown in parentheses. IC50s refer to the concentrations causing 50% reduction in reproductive output (*C. dubia*), biomass (fathead minnow), or cell density (*S. capricornutum*). Lowest observed effects concentrations are shown for survival (LOEC_s), reproduction (LOEC_r), biomass (LOEC_b), or cell density (LOEC_d). Control performance is shown to help assess the validity of the tests.

	<i>Hyalella azteca</i> (96 h)	<i>Chironomus dilutus</i> (96 h)	<i>Ceriodaphnia dubia</i> (6–8 d)	Fathead minnow (7 d)	<i>Selenastrum capricornutum</i> (96 h)
Granular PAM	LC50 > 100 LOEC _s > 100	LC50 > 100 LOEC _s > 100	LC50 = 28.7 (23.5–35.1) LOEC _s = 50 IC50 = 5.1 (4.7–5.6) LOEC _r = 1.6	LC50 > 100 LOEC _s > 100 IC50 > 100 LOEC _b > 100	IC50 > 100 LOEC _d > 100
Control	97% survival	96% survival	100% survival 24.6 neonates per female	100% survival 0.35 mg biomass	2.820,000 cells/ml

Table 3. Toxicity of water-based polyacrylamide25 (PAM25) in water-only exposures with the five species tested, and the exposure durations shown. Concentrations in mg/L PAM. The 95% confidence interval of the point estimates are shown in parentheses. IC50s refer to the concentrations causing 50% reduction in reproductive output (*C. dubia*), biomass (fathead minnow) or cell density (*S. capricornutum*). Lowest observed effects concentrations are shown for survival (LOEC_s), reproduction (LOEC_r), biomass (LOEC_b), or cell density (LOEC_d). Control performance is shown to help assess the validity of the tests.

	<i>Hyalella azteca</i> (96 h)	<i>Chironomus dilutus</i> (96 h)	<i>Ceriodaphnia dubia</i> (6–8 d)	Fathead minnow (7 d)	<i>Selenastrum capricornutum</i> (96 h)
Water-based PAM	LC50 > 100 LOEC _s = 100	LC50 > 100 LOEC _s = 100	LC50 > 100 LOEC _s > 100 IC50 > 100 LOEC _r = 100	LC50 > 100 LOECs > 100 IC50 > 100 LOEC _b = 100	IC50 = 14.6 (10.5–18.2) LOEC _d = 6.3
Control	98% survival	96% survival	100% survival 25.6 neonates per female	100% survival 0.37 mg biomass	3,720,000 cells/mL

Table 2 – Summary of toxicity of flocculant block and its constituents, polyacrylamide (PAM) and polyethylene glycol (PEG), to the five tropical freshwater species tested. Toxicity data are presented as measured TOC for flocculant block and PEG and nominal TOC for PAM.

Species	Flocculant block			Polyacrylamide			Polyethylene glycol		
	Control response ^a	Toxicity (mg l ⁻¹ C TOC)		Control response	Toxicity (mg l ⁻¹ C TOC)		Control response	Toxicity (mg l ⁻¹ C TOC)	
		IC ₁₀ (95% CL)	IC ₅₀ (95% CL)		IC ₁₀ (95% CL)	IC ₅₀ (95% CL)		IC ₁₀ (95% CL)	IC ₅₀ (95% CL)
<i>Chlorella</i> sp.	1.9 ± 2	460 (60–810)	1880 (1540–2280)	1.6 ± 6	40 (10–100)	220 (140–290)	1.6 ± 4	>7000	>7000
<i>L. aequinoctialis</i>	59 ± 12	>2590	>2590	57 ± 10	70 (0–200)	190 (30–290)	36 ± 27	>7000	>7000
<i>H. viridissima</i> ^b									
1.	0.33 ± 3.1	60 (30–170)	2180	0.28 ± 1.6	40 (0–50)	170 (150–200)	0.34 ± 1.7	470 (310–1640)	>7000
2.	0.33 ± 12	>620	>620	n.t. ^c	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.	n.t.
3.	0.26 ± 0.9	80 (0–150)	610	0.29 ± 1.6	10 (0–20)	>250	n.t.	n.t.	n.t.
<i>M. macleayi</i>	37 ± 5	4 (4–5)	10	38 ± 21	1 (1–2)	3 (3–3)	32 ± 17	470 (140–670)	1170 (850–1350)
<i>M. mogurnda</i>	100 ± 0	350 (10–700) ^d	3440 (2310–13900)	93 ± 7	>1020 ^d	>1020	100 ± 0	1370 (780–1910) ^d	5670 (4160–9410)

a Control responses are expressed as the mean ± % coefficient of variation for the following endpoints: *Chlorella* sp. – growth rate (doubling/day); *L. aequinoctialis* – growth rate (fronds/flask); *H. viridissima* – population growth rate (per day); *M. macleayi* – reproduction (neonates/adult); *M. mogurnda* – survival (%).

b As part of the study, three different feeding methods were used for *H. viridissima*: feeding method 1 – three to four *Artemia* nauplii presented directly to each hydra using an equal amount of effort across all treatment groups; feeding method 2 – three to four *Artemia* nauplii presented directly to each hydra with additional effort provided where necessary to ensure all hydra captured the same amount of food; feeding method 3 – four *Artemia* nauplii per hydra per day added to, and mixed through the test container in one addition.

c n.t.: Not tested.

d Value reported for *M. mogurnda* represents the LC₀₅ (i.e. concentration lethal to 5% of individuals relative to the controls).