

REVIEW-ONDERZOEK GRANULIET OVER DE MAAS

Bijlagenrapport

Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat

16 APRIL 2021



INHOUDSOPGAVE

BIJLAGEN

BIJLAGE A BRONNEN EN REFERENTIES	4
BIJLAGE B LITERATUURONDERZOEK	13
BIJLAGE C OVERZICHT PERIODIEKE AUDITVERSLAGEN SGS	43
BIJLAGE D OVERZICHT AANGEVOERDE HOEVEELHEDEN GRANULIET EN OVERIGE GRONDSTROMEN (OVER DE MAAS CV)	44
BIJLAGE E PEILGEGEVENS WESTPLAS EN MOLENEINDSE WAARD (OVER DE MAAS CV)	45
BIJLAGE F PARTIJKEURINGEN BEUNSCHIP BEMONSTERINGEN GRANULIET (3 RAPPORTEN) – AT MILIEU	48
BIJLAGE G SUBBOTTOM PROFILER - PILOTPROEF WESTPLAS (1 RAPPORT) – DELTA MARKING	49
BIJLAGE H MILIEUHYGIËNISCH WATERBODEMONDERZOEK WESTPLAS	50
BIJLAGE I OPPERVLAKTEWATERONDERZOEK	51
BIJLAGE J MILIEUHYGIËNISCH GRONDWATERONDERZOEK	52
BIJLAGE K SCHUDPROEVEN GRANULIETMONSTERS EN ANALYSE FLOCCULANT	53
BIJLAGE L BIOASSAYS EN NATUURDOELEN	54
BIJLAGE M RIVIERKUNDIGE ANALYSE EROSIE GRANULIET OVER DE MAAS	67
BIJLAGE N TOELICHTING HYDROCHEMIE	68
COLOFON	83

BIJLAGE A BRONNEN EN REFERENTIES

Vergunningen en onderliggende plannen/rapporten

- Provincie Gelderland, Streekplan Gelderland 2005 - kansen voor de regio's, vastgesteld door Provinciale Staten op 29 juni 2005, referentie PS2005-413
- Witteveen+Bos, Milieueffectrapport/SMB Zandwin- en natuurontwikkelingsplan Over de Maas, Hoofdrapport, 24 juni 2005,
- Provincie Gelderland, toetsingsadvies over het milieuraapport (MER/SMB) en de aanvulling daarop, Commissie voor de milieueffectrapportage, 24 april 2006, rapportnummer 1343-145,
- Witteveen+Bos, milieueffectrapport/SMB Zandwin- en natuurontwikkelingsplan Over de Maas, Aanvulling op het MER, 24 maart 2006, MAAS6-13/doea/001
- Grontmij, PlanMER Structuurplan Over de Maas, Gemeente West Maas en Waal, 10 april 2007, referentie 154-089-07
- Winruimte Watergoed CV. Aanvraag ontgrondingsvergunning d.d. 22 mei 2008. Inclusief "Toelichting aanvraag Ontgrondingsvergunning "Over de Maas".
- Grontmij, Bestemmingsplan Over de Maas, 29 januari 2009, referentie 99043843
- Provincie Gelderland, beschikking ontgroning in de gemeente west Maas en Waal zandwin- en natuurontwikkelingsproject Over de Maas, 18 maart 2009, zaaknummer. 2008-008721
- Provincie Gelderland, 4 januari 2011, beschikking met instemming tot wijziging van de ontgrondingsvergunning met vergunningnummer 2008-008721
- Provincie Gelderland, 16 september 2013, beschikking met instemming tot wijziging van de ontgrondingsvergunning met vergunningnummer 2008-008721
- Provincie Gelderland, 8 september 2016, besluit instemming tot wijziging van de ontgrondingsvergunning met vergunningnummer 2008-008721
- Provincie Gelderland, 30 augustus 2018, besluit instemming tot wijzigen/verlengen van de ontgrondingsvergunning met vergunningnummer 2008-008721
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rivier de Maas vergunning voor het realiseren van het zandwin- en natuurontwikkelingsproject "Over de Maas" te Alphen, 12 januari 2009, nummer SAP 8500180290
- Rijkswaterstaat, wijzigen bestaande watervergunning voor het realiseren van het zandwin- en natuurontwikkelingsproject "Over de Maas" te Alphen, 11 september 2013, RWS-2013/46696
- Rijkswaterstaat, revisievergunning in gevolge de Waterwet ten behoeve van Over de Maas CV voor het realiseren van het zandwin- en natuurontwikkelingsproject "Over de Maas" in de gemeente west Maas en Waal, 5 juli 2016, RWS-2016/28111
- Rijkswaterstaat, wijziging watervergunning voor het realiseren en behouden van tijdelijke werken in het kader van het project Over de Maas, 5 juli 2018, RWS-2018/26824

Informatie Rijkswaterstaat

- Geonius, verificatieonderzoek beunbak "Allegonda" – monstername 31-10-2019 (kenmerk MA190656.001.B01)
- Geonius, verificatieonderzoek beunbak "Daily" – monstername 08-01-2020 (kenmerk MA190656.003.B01)
- Geonius, verificatieonderzoek beunbak "Immanuel" – monstername 18-02-2020 (kenmerk MA190656.006.B01)
- Geonius, verificatieonderzoek beunbak "Daily" – monstername 10-03-2020 (kenmerk MA190656.008.B01)
- Geonius, verificatieonderzoek beunbak "Daily" – monstername 24-09-2020 (kenmerk MA190656.011.B01)
- RWS, onderzoek acrylamide oppervlaktewatermonsters Over de Maas, monstername 23 september 2020
- Over de Maas, samenwerkingsovereenkomst inzake het toekomstig integraal beheer van het project "Over de Maas", september 2009
- Rijkswaterstaat, memo acrylamide en Over de Maas, d.d. 3 juni 2020

Informatie gemeente West Maas en Waal

- Gemeente West Maas en Waal, communicatieplan Over de Maas, 7 mei 2018

Informatie Over de Maas CV

- Over de Maas, peilingen Moleneindse Waard, 18 december 2015, 30 juni 2016, 20 december 2016
- Over de Maas, peilingen Westplas, 14 oktober 2019, 20 december 2019, 3 april 2020, 16 juni 2020, 20 augustus 2020, 22 september 2020
- Over de Maas, notitie en overzichten aangevoerde hoeveelheden Moleneindse Waard en Westplas, 13 oktober 2020, OVEM01-6R OdM Beheerplan rev E.doc
- Over de Maas, zandwin- en natuurontwikkelingsproject "Over de Maas" – werkplan 2016, 15 januari 2016, zaaknummer 2008-008721
- Over de Maas, zandwin- en natuurontwikkelingsproject "Over de Maas" – werkplan 2019, 16 januari 2018, zaaknummer 2008-008721
- RPS, onderzoek toepassing grondstromen grootschalige bodemtoepassing "Over de Maas", 24 juni 2019, 1805612A00-R19-676
- Over de Maas, coördinaten loslocaties beunbakken granuliet Westplas – Brabob, 19 oktober 2020
- Landschappartners, Over de Maas – Beheerplan, 3 juli 2009
- Witteveen+Bos, Over de Maas rapportage evaluatie 2015-2019, 13 maart 2020, 115602/20-004.069
- Witteveen+Bos, realisatie verondieping zandwinplas Over de Maas geohydrologisch onderzoek isolatie zandwinplas, 16 oktober 2019, 116850/19-016.729
- Arcadis, waterkwaliteit zandwinplassen 'Over de Maas', 14 november 2006, 110305/OF6/1T6/000278/LB
- Toelichting aanvraag WBR-vergunning "Over de Maas", 29 mei 2008, aanvrager Winruimte Watergoed BV

Informatie GIB/Bontrup

- Bontrup, granuliet, herkomst, eigenschappen en overzicht van toepassingen en onderzoeken, februari 2020
- Gerard Kruse, notitie granuliet (geen datum). <https://www.bontrup.com/wp-content/uploads/2020/04/Notitie-Granuliet-G.-Kruse.pdf>
- Deltares, inventarisatie specificaties voor het toepassen van Noordse Leem in Weg- en waterbouwwerken in Nederland, juni 2019, kenmerk 1201985-002-GEO-0004
- Rijkswaterstaat, beschikking milieuhygiënische kwaliteit van industriezand en -grind BRL 9321, 19 maart 2015, kenmerk Kui-42682
- Gerard Kruse, kolombezinkproef Noordse leem, 15 mei 2018, Dr2017002001
- Wiertsema & Partners, geotechnisch laboratoriumonderzoek, 11 maart 2015, projectnummer VN-62165-1
- Bontrup, milieukundige kwaliteit granuliet, februari 2020. https://www.bontrup.com/wp-content/uploads/2020/03/Milieukundige-kwaliteit-Granuliet_200302.pdf
- Royal Haskoning DHV, effecten gebruik flocculant bij productie granuliet, 29 mei 2019, BG7755IBNT1905291135
- Dibec Milieutechnisch advies, partijkeuring partij 101 zand 0-63 um Amerikahavenweg 2 te Amsterdam, 27 februari 2019, 819.005_001
- Schreurs Groep, toetsing milieuhygiënische kwaliteit van granuliet, 12 april 2019, projectnummer P2019-0245
- Schreurs Groep, aanvullende informatie voor de toepassing van granuliet, 9 oktober 2019, Projectnummer P2019-0245
- Schreurs Groep, toepassen van bariumhoudende grond, 2 november 2018
- Partijkeuring Besluit bodemkwaliteit, Bestone partij 1, Amerikahavenweg 2 Amsterdam, GRS Milieu, kenmerk 201943626, datum 12 november 2019
- Partijkeuring Besluit bodemkwaliteit, Bestone microzand, Amerikahavenweg 2 Amsterdam, GRS Milieu, kenmerk 202025209, datum 25 juni 2020
- Van der Kooij Clean technologies, beoordeling van de effecten van Ecopure P-1715 op water en bodem, 9 juni 2019, 2019-05-24P032-1
- DSM, analyses of volatiles organic compounds in 'clay' samples, 5 september 2019, 2019-08-00189-1
- Gerard Kruse Advies. Bronnenonderzoek polyacrylamide in Noordse Leem. 22-05-2020. Dr2017002002.
- SoilConsult, analyseresultaten acrylamide, 19 juni 2019, kenmerk 180619-AN
- SoilConsult, uitloogonderzoek granuliet, 29 juli 2019, kenmerk 290720/AN
- Synlab, Analyseresultaten duplomonster RWS 1, AP04 november 2019

- Synlab, Analyseresultaten duplomonster RWS 1, PFAS november 2019-1
- Synlab, Analyseresultaten duplomonster RWS 1, PFAS november 2019-2
- Synlab, Analyseresultaten duplomonster RWS 2, AP04 januari 2020
- Synlab, Analyseresultaten duplomonster RWS 3, AP04 februari 2020
- Synlab, Analyseresultaten duplomonster RWS 4, AP04 maart 2020
- Synlab, Analyseresultaten duplomonster RWS 5, AP04 oktober 2020
- Synlab, Analyseresultaten duplomonster Arcadis 1, AP04 en PFAS, 28 oktober 2020
- SoilconsultSGS, Analyseresultaten duplomonster Arcadis 1, uitloging acrylamide, 16 december 2020
- Synlab, Analyseresultaten duplomonster Arcadis 2, AP04 en PFAS, 6 november 2020
- SoilconsultSGS, Analyseresultaten duplomonster Arcadis 2, uitloging acrylamide, 16 december 2020
- Synlab, Analyseresultaten duplomonster Arcadis 3, AP04 en PFAS, 16 november 2020
- SoilconsultSGS, Analyseresultaten duplomonster Arcadis 3, uitloging acrylamide, 9 februari 2021
- Intron certificatie, verslag toelatingsaudit BRL 9321, 18 augustus 2009, IZG-035/1 A01, A02
- SGS, verslag periodieke audit, datum 15 januari 2016, IZG-039/2 A16-1
- SGS, verslag periodieke audit, datum 8 juli 2016, IZG-039/2 A16-2
- SGS, verslag periodieke audit, datum 11 november 2016, IZG-039/2 A16-3
- SGS, verslag periodieke audit, datum 1 maart 2016, IZG-039/2 A16-3
- SGS, verslag periodieke audit, datum 1 maart 2019, IZG-039/2 A19-1
- SGS, verslag periodieke audit, datum 2 augustus 2019, IZG-039/2 A19-2
- SGS, verslag periodieke audit, datum 6 september 2019, IZG-039/2 A19-3
- SGS, verslag periodieke audit, datum 20 december 2019, IZG-039/2 A19-4
- SGS, verslag periodieke audit, datum 13 maart 2020, IZG-039/2 A20-1
- SGS, verslag periodieke audit, datum 12 juni 2020, IZG-039/2 A20-2
- SGS, verslag periodieke audit, datum 11 september 2020, IZG-039/2 A20-3
- Dibec Milieutechnisch advies, analyses granuliet – productiecontroles partijen 44 t/m 54, periode december 2019 t/m september 2020
- GIB, beantwoording vragen kwaliteitsgegevens, productieproces en flocculant review granuliet, email 21-10-2020
- GIB, aanvullende informatie verstuurd naar Arcadis, email 25-11-2020
- Kemira, 2020. Certificate of analysis 85099078. Ecopure P-1715 BBAG 500 kg. d.d. 16 november 2020.
- Analysecertificaten en getoetste analyseresultaten DIBEC Milieutechnisch Advies; verzamelmonsters productiestroom granuliet maanden maart, april 2015, januari t/m maart 2016 en december 2018 t/m augustus 2020 (interne kwaliteitsbewaking GIB).

Tweede Kamer stukken

Position papers

- Position paper Burgercollectief Dreumelsche Waard t.b.v. hoorzitting/rondetafelgesprek granuliet in Maasplassen d.d. 9 maart 2020. Burgercollectief Dreumelsche Waard, Gert-Jan van Engelen, Dré van Rossum, Harold Koolhout, Frans van Egmond.
- Position paper G. Biezeveld t.b.v. hoorzitting/rondetafelgesprek granuliet in Maasplassen d.d. 9 maart 2020. Mr. G. (Gustaaf) Biezeveld.
- Position paper Gemeente West Maas en Waal t.b.v. hoorzitting/rondetafelgesprek granuliet in Maasplassen d.d. 9 maart 2020. Burgemeester en wethouders, P.G. Arissen (gemeentescretaris) en V.M. van Neerbos (burgemeester).
- Position paper Graniet Import Benelux (GIB) t.b.v. hoorzitting/rondetafelgesprek granuliet in Maasplassen d.d. 9 maart 2020. Graniet Import Benelux (GIB).
- Position Paper J. Harmsen t.b.v. hoorzitting/rondetafelgesprek granuliet in Maasplassen d.d. 9 maart 2020. Joop Harmsen.
- Position paper J. Wijbrans t.b.v. hoorzitting/rondetafelgesprek granuliet in Maasplassen d.d. 9 maart 2020. Universiteit Leiden, professor dr. J.R. Wijbrans.
- Position paper NIOO-KNAW t.b.v. hoorzitting/rondetafelgesprek granuliet in Maasplassen d.d. 9 maart 2020. Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-KNAW), Dr. Lisette N. de Senerpont Domis.
- Position paper Over de Maas t.b.v. hoorzitting/rondetafelgesprek granuliet in Maasplassen d.d. 9 maart 2020. Nederzand, Herman van der Linde.

Reactie op de uitzending van Zembla over Granuliet (5 maart 2020)

- Ministeries voor Milieu en Wonen en Infrastructuur en Waterstaat, S. van Veldhoven-van der Meer, C. van Nieuwenhuizen Wijbenga. Kamerbrief Reactie op de uitzending van Zembla over granuliet, brief van de ministers voor Milieu en Wonen en van Infrastructuur en Waterstaat

Bijlagen Kamerbrief Reactie op de uitzending van Zembla over granuliet, brief van de ministers voor Milieu en Wonen en van Infrastructuur en Waterstaat

- Afschrift brief van Geonius over resultaten verificatieonderzoek beunbak Allegonda locatie Over de Maas. Geonius, kenmerk MA190656.001.B01, 18 december 2019.
- Afschrift notitie-memo RHDHV Enhancing Society Together over effecten gebruik flocculant bij productie van granuliet. RoyalHaskoningDHV, kenmerk BG7755IBNT1905291135, 29 mei 2019.
- Afschrift brief van Geonius over resultaten verificatieonderzoek beunbak Daily locatie Over de Maas (Dreumel). Geonius, kenmerk MA190656.003.B01, 11 februari 2020.
- Afschrift brief van SoilConsult over analyseresultaten acrylamide. SoilConsult, kenmerk 180619-AN, 19 juni 2019.
- Kolombezinkproef Noordse Leem. Gerard Kruse Advies, kenmerk Dr2017002001, 15 mei 2018.
- BraBoB b.v., 7 oktober 2016. Melding besluit bodemkwaliteit. Meldingnummer 360166.2.
- BraBoB b.v., 28 mei 2018. Melding besluit bodemkwaliteit. Meldingnummer 360166.3.
- BraBoB b.v., 14 juni 2019. Melding besluit bodemkwaliteit. Meldingnummer 494368.0.
- BraBoB b.v., 17 september 2019. Melding besluit bodemkwaliteit. Meldingnummer 504391.0.
- BraBoB b.v., 10 oktober 2019. Melding besluit bodemkwaliteit. Meldingnummer 504391.1.
- BraBoB b.v., 12 november 2019. Melding besluit bodemkwaliteit. Meldingnummer 504391.2.
- BraBoB b.v., 6 december 2019. Melding besluit bodemkwaliteit. Meldingnummer 504391.3.
- BraBoB b.v., 29 maart 2016. Melding besluit bodemkwaliteit. Meldingsnummer 360166.0.
- BraBoB b.v., 3 oktober 2016. Melding besluit bodemkwaliteit. Meldingsnummer 360166.1.
- NL BSB productcertificaat. SGS INTRON Certificatie B.V., nummer IZG-039/2, uitgegeven 2 september 2015.
- Partijkeuring, partij 101 grond 0-63um. Amerikahaven 2 te Amsterdam. DIBEC B.V., rapportnummer 819.005_001, 16 april 2019.
- Schreurs Milieuconsult, projectnummer P2019-0245, 9 oktober 2019. Aanvullende informatie voor de toepassing van Granuliet.
- Schreurs milieuconsult, projectnummer P2019-0245, 20 maart 2019. Granuliet, grond of bouwstof?
- Schreurs milieuconsult, projectnummer P2019-0245, 12 april 2019. Toetsing milieuhygiënische kwaliteit van Granuliet.
- Deltares, kenmerk 11201985-002-GEO-0004, 11 juli 2019. Specificaties voor het toepassen van Noordse Leem in Weg- en Waterbouwwerken in Nederland, inventarisatie.

Relevante tweede kamer stukken maart 2020-februari 2021:

- Gerard Kruse Advies. Kanttekeningen en bevinding naar aanleiding van de vraag of Granuliet, dan wel Noordse Leem, grond is, d.d. 5 maart 2020.
- Van der Kooij Clean technologies, beoordeling van de effecten van Ecopure P-1715 op water en bodem, 9 juni 2019, 2019-05-24P032-1.
- TU Delft, van Tooren, Mineralogische samenstelling van de grondstoffen van Graniet Import Benelux. D.d. 27 februari 2020.
- Geonius, Resultaten verificatieonderzoek beunbak "Immanuel", locatie "Over de Maas" (Dreumel), d.d. 25 maart 2020.
- Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat. 'Review onderzoek' toepassing Granuliet in 'Over de Maas'. Bijlage bij Tweede Kamer der Staten-Generaal, vergaderjaar 2019-2020, 30 015, nr 64.
- Kuyjken, W., Kleine korrels, grote discussie. Rapportage over granuliet en het Besluit bodemkwaliteit, d.d. 1 september 2020.
- Eurofins Omegam iov Rijkswaterstaat. Resultaten laboratoriumonderzoek acrylamide in oppervlaktewater (Kraaijenbergse plassen).

Overige informatie

- Uitzending Zembla 6 februari 2020. De afvaldump door Rijkswaterstaat
- Uitzending Zembla 24 september 2020. De afvaldump door Rijkswaterstaat – deel 2
- STAB (2021). Beslissing op bezwaar: afwijzing verzoek om handhaving toepassen granuliet d.d. 17 februari 2021.
- Melspring, Productinformatieblad Ecopure P-1715 Anionisch poeder polymeer, 2019

- Melspring, beantwoording vragen over flocculant – granuliet, emails 29-09-2020
- Schreuder, J. Notitie: Vrijkomen van acrylamide door afbraak van polyacrylamide in flocculant en schatten mogelijke risico's voor water compartimenten bij granuliet in diepe plas. 13-10-2020.
- Adviesbureau Mertens. De natuurwaarden van de uiterwaarden van Over de Maas, Wageningen, maart 2003.
- Faunaconsult. Flora- en faunaonderzoek in de uiterwaarden van Over de Maas, september 2006.
- Faunaconsult. Monitoringsverslag natuureffecten project Over de Maas. Situatie medio 2015, d.d. 10 september 2015.

Wetenschappelijke en inhoudelijke literatuur

Acharya, K., Schulman, C., & Young, M. H. (2010). Physiological response of daphnia magna to linear anionic polyacrylamide: Ecological implications for receiving waters. *Water, Air, and Soil Pollution*, 212(1–4), 309–317. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0344-x>

Akbar, M., Khan, M. F. S., Qian, L., & Wang, H. (2020). Degradation of Polyacrylamide (PAM) and methane production by mesophilic and thermophilic anaerobic digestion: Effect of temperature and concentration. *Frontiers of Environmental Science and Engineering*, 14(6). <https://doi.org/10.1007/s11783-020-1277-2>

Bal, D., Beije, H. M., Fellingner, M., Haveman, R., Opstal, A. J. F. M., & van Zadelhoff, F. J. (2001). Handboek natuurdoeltypen. (Van Eck & Oosterink drukkers, Ed.) (tweede, ge). Wageningen: Expertisecentrum LNV.

Beim, A. A., & Beim, A. M. (1994). Comparative ecological - toxicological data on determination of maximum permissible concentrations (mpc) for several flocculants. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 15(2), 195–198. <https://doi.org/10.1080/09593339409385420>

Biesheuvel, A., F.G. Versteegen (2019). Geohydroloisch onderzoek isolatie zandwinplas. Project Realisatie verondieping zandwinplas Over de Maas. Witteveen+Bos Raadgevende Ingenieurs B.V., d.d. 16 oktober 2019.

Biesinger, K. E., Lemke, A. E., Smith, W. E., & Tyo, R. M. (1976). Comparative toxicity of polyelectrolytes to selected aquatic animals. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 48(1), 183–187.

Borgmann, U., Couillard, Y., Doyle, P., & Dixon, D. G. (2005). Toxicity of sixty-three metals and metalloids to *Hyalella azteca* at two levels of water hardness. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24(3), 641–652. <https://doi.org/10.1897/04-177R.1>

Bridié, A. L., Wolff, C. J. M., & Winter, M. (1979). The acute toxicity of some petrochemicals to goldfish. *Water Research*, 13(7), 623–626. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(79\)90010-1](https://doi.org/10.1016/0043-1354(79)90010-1)

Brix, K. V., Gerdes, R., & Grosell, M. (2010). Thiocyanate, calcium and sulfate as causes of toxicity to *Ceriodaphnia dubia* in a hard rock mining effluent. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 73(7), 1646–1652. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2010.06.006>

Brooke, L. (1987). Report of the Flow-Through and Static Acute Test Comparisons with Fathead Minnows and Acute Tests with an Amphipod and a Cladoceran. Memo to L.Larson, Center for Lake Superior Environmental Studies Dated August, 24.

Brown, L., Rhead, M. M., Hill, D., & Bancroft, K. C. C. (1982). Qualitative and quantitative studies on the in situ adsorption, degradation and toxicity of acrylamide by the spiking of the waters of two sewage works and a river. *Water Research*, 16(5), 579–591. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(82\)90078-1](https://doi.org/10.1016/0043-1354(82)90078-1)

Call, D. J., & Geiger, D. L. (1992). Subchronic Toxicities of Industrial and Agricultural Chemicals to Fathead Minnows (*Pimephales Promelas*). Madison: Center, 1992.

CIR expert panel. (2005). Amended final report on the safety assessment of polyacrylamide and acrylamide residues in cosmetics. *International Journal of Toxicology*, 24(SUPPL. 2), 21–50. <https://doi.org/10.1080/10915810590953842>

- Cleveringa, R. A. W. (2009). " OVER DE MAAS " Beheerplan, 27.
- Dai, X., Luo, F., Yi, J., He, Q., & Dong, B. (2014). Biodegradation of polyacrylamide by anaerobic digestion under mesophilic condition and its performance in actual dewatered sludge system. *Bioresource Technology*, 153, 55–61. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.11.007>
- Dai, X., Luo, F., Zhang, D., Dai, L., Chen, Y., & Dong, B. (2015). Waste-activated sludge fermentation for polyacrylamide biodegradation improved by anaerobic hydrolysis and key microorganisms involved in biological polyacrylamide removal. *Scientific Reports*, 5(December 2014), 1–13. <https://doi.org/10.1038/srep11675>
- Dow Chemical Co. (1976). *Environmental Behavior of Aqueous Acrylamide: Biodegradability and Fish Toxicity*.
- EC. (2002). Summary risk assessment report of acrylamide. Retrieved from <https://echa.europa.eu/documents/10162/d9e5fe49-8139-4b56-93c1-3aa771f3a659>
- EC. (2012). Recommendation from the Scientific Committee on Occupational Exposure Limits for benzene, (December), 1–38. Retrieved from file:///C:/Users/nsteckling/Downloads/SUM 140 with annex new template WEB ready_corr.pdf
- ECHA. (2011). Registration dossier Acrylamide. Retrieved October 1, 2020, from <https://echa.europa.eu/nl/registration-dossier/-/registered-dossier/15534/1>
- ECHA. (2018). REACH Registration dossier barium chloride. Retrieved October 22, 2020, from <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/15978>
- ECHA, n.d. Titanium dioxide. [Online]. Available at: <https://echa.europa.eu/nl/registration-dossier/-/registered-dossier/15560/5/1> [Accessed 15 3 2021].
- EFSA. (2015). Scientific Opinion on acrylamide in food. *EFSA Journal*, 13(6). <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2015.4104>
- EPA. (2005). *Toxicological Review of Barium and compounds*. U.S. Environmental Protection Agency, 87.
- European Chemicals Bureau. (2002). *European Union Risk Assessment Report*.
- European Commission. (2003). Document on Risk Assessment. Technical Guidance Document on Risk Assessment Part II, (January 1996), 337. Retrieved from <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Technical+guidance+document+on+risk+assessment+Part+II#6>
- Exon, J. H. (2006). A review of the toxicology of acrylamide. *Journal of Toxicology and Environmental Health - Part B: Critical Reviews*, 9(5), 397–412. <https://doi.org/10.1080/10937400600681430>
- Fei, X. C., Song, C., & Gao, H. W. (2010). Transmembrane transports of acrylamide and bisphenol A and effects on development of zebrafish (*Danio rerio*). *Journal of Hazardous Materials*, 184(1–3), 81–88. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.08.007>
- Gagnaire, B., Bado-Nilles, A., Betoulle, S., Amara, R., Camilleri, V., Cavalié, I., ... Sanchez, W. (2015). Former uranium mine-induced effects in caged roach: a multiparametric approach for the evaluation of in situ metal toxicity. *Ecotoxicology*, 24(1), 215–231. <https://doi.org/10.1007/s10646-014-1374-8>
- Geiger, D. L., Brooke, L. T., & Call, D. J. (1984). *Acute Toxicities of Organic Chemicals to Fathead Minnows (Pimephales Promelas)*. Center. Retrieved from <https://books.google.nl/books?id=K28NPwAACAAJ>
- Geochem Research B.V., 2003. *Natuurlijk voorkomen, mobiliteit en industrieel gebruik van "exoten" voorkomend in de Nederlandse bodem (Br, I, Ba, Sb, V, Sn, Co, Mo, Se)*, Utrecht: Geochem Research BV.

Gilda Dell'Ambrogio, J. W. Y., & Wong, B. J. D. F. (2019). Ecotoxicological effects of polyacrylate , acrylic acid , polyacrylamide and acrylamide on soil and water organisms.

Golding, L. A., McKnight, K., Binet, M., Adams, M., & Apte, S. C. (2018). Toxicity of dissolved and precipitated forms of barium to a freshwater alga (*Chlorella* sp. 12) and water flea (*Ceriodaphnia dubia*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 37(6), 1632–1642. <https://doi.org/10.1002/etc.4107>

Grontmij. (2009). Bestemmingsplan over de Maas.

Guezennec, A.-G., Michel, C., Bru, K., Touzé, S., & Desroche, N. (2015). Transfer and degradation of polyacrylamide based flocculants in hydrosystems: a review. *Research*, 22(9). Retrieved from <https://hal-brgm.archives-ouvertes.fr/hal-01071342>

Hall, W. S., & Miranda, R. J. (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 Journal of the Water Pollution Control Federation*, 63(6), 895–899.

Harford, A. J., Hogan, A. C., Jones, D. R., & van Dam, R. A. (2011). Ecotoxicological assessment of a polyelectrolyte flocculant. *Water Research*, 45(19), 6393–6402. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.09.032>

Hjulstrom, F. (1935). Studies of the morphological activity of rivers as illustrated by the River Fyris. *Bulletin of the Geological Institute*, 221-527.

Howard (1989). *Handbook of Environmental Fate and Exposure data for Organic Chemicals*, Volume 1. CRC-press, 1989.

Joshi, S. J., & Abed, R. M. M. (2017). Biodegradation of Polyacrylamide and Its Derivatives. *Environmental Processes*, 4(2), 463–476. <https://doi.org/10.1007/s40710-017-0224-0>

Krautter, G. R., Mast, R. W., Alexander, H. C., Wolf, C. H., Friedman, M. A., Koschier, F. J., & Thompson, C. M. (1986). Acute aquatic toxicity tests with acrylamide monomer and macroinvertebrates and fish. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 5(4), 373–377. <https://doi.org/10.1002/etc.5620050406>

Kusk, K. O., Christensen, A. M., & Nyholm, N. (2018). Algal growth inhibition test results of 425 organic chemical substances. *Chemosphere*, 204, 405–412. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.04.047>

Le Guernic, A., Sanchez, W., Bado-Nilles, A., Palluel, O., Turies, C., Chadili, E., ... Gagnaire, B. (2016). In situ effects of metal contamination from former uranium mining sites on the health of the three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*, L.). *Ecotoxicology*, 25(6), 1234–1259. <https://doi.org/10.1007/s10646-016-1677-z>

Lee, H. C., Lu, P. N., Huang, H. L., Chu, C., Li, H. P., & Tsai, H. J. (2014). Zebrafish transgenic line huORFZ is an effective living bioindicator for detecting environmental toxicants. *PLoS ONE*, 9(3), 1–12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0090160>

Liber, K., Weber, L., & Lévesque, C. (2005). Sublethal toxicity of two wastewater treatment polymers to lake trout fry (*Salvelinus namaycush*). *Chemosphere*, 61(8), 1123–1133. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.03.004>

Marques, S. M., Antunes, S. C., Nunes, B., Gonçalves, F., & Pereira, R. (2011). Antioxidant response and metal accumulation in tissues of Iberian green frogs (*Pelophylax perezi*) inhabiting a deactivated uranium mine. *Ecotoxicology*, 20(6), 1315–1327. <https://doi.org/10.1007/s10646-011-0688-z>

McCollister, D.D., Oyen, F., Rowe, V.K., (1964). Toxicology of acrylamide. *Toxicology and Applied Pharmacology*

Melspring. (2019). Ecopure P-1715 productinformatieblad.

Moffet, D., Smith, C., Stevens, Y., Ingerman, L., Swarts, S., & Chappell, L. (2007). Toxicological profile for barium and barium compounds. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, (August), 1–231. Retrieved from <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp24.pdf%0Ahttp://stacks.cdc.gov/view/cdc/6955/>

Mommers, John; Snijkers, J. (2019). Report 2019-08-00189 Analysis of Volatiles Organic Compounds in ' Clay ' Samples Analysis of Volatiles Organic Compounds in ' Clay ' Samples.

Murgatroyd, C., Barry, M., Bailey, K., & Whitehouse, P. (1996). A review of polyelectrolytes to identify priorities for EQS development.

Nyysölä, A., & Ahlgren, J. (2019a). Microbial degradation of polyacrylamide and the deamination product polyacrylate. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 139(March), 24–33. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2019.02.005>

Nyysölä, A., & Ahlgren, J. (2019b). Microbial degradation of polyacrylamide and the deamination product polyacrylate. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 139(March), 24–33. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2019.02.005>

Okamoto, A., Yamamuro, M., & Tatarazako, N. (2015). Acute toxicity of 50 metals to *Daphnia magna*. *Journal of Applied Toxicology*, 35(7), 824–830. <https://doi.org/10.1002/jat.3078>

Örstan, A. (1992). Toxicity of acrylamide derivatives to embryos of the rotifer *Adineta vaga*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 48(6), 901–906. <https://doi.org/10.1007/BF00201152>

Osté, L., & Altena, W. (2019). Afleiden achtergrondconcentraties 2018. Utrecht, the Netherlands.

Petersen, D. W., Kleinow, K. M., Kraska, R. C., & Lech, J. J. (1985). Uptake, disposition, and elimination of acrylamide in rainbow trout. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 80(1), 58–65. [https://doi.org/10.1016/0041-008X\(85\)90101-2](https://doi.org/10.1016/0041-008X(85)90101-2)

Provincie Gelderland. (2009). BESCHIKKING D.D. 18 maart 2009 - ZAAKNR. 2008-008721VAN GEDUPEERDE STATEN VAN GELDERLAND, Ontgroning in de gemeente West Maas en Waal Zandwin- en natuurontwikkelingsproject Over de Maas.

Rijs, G. B. J., Hartnack, J., & Berbee, R. P. M. (1999). Verbruik en milieubezwaarlijkheid van poly-electrolyten in RWZI's en bij behandeling van baggerspecie.

RIVM, 2014. Sulfaat in grondwater en oppervlaktewater in Nederland - Overzicht van meetresultaten van nationale meetnetten. RIVM Briefrapport 2014-0120, Bilthoven: RIVM.

RIVM, 2015. Sulfaat in grondwater en oppervlaktewater in Nederland : Overzicht van meetresultaten van nationale meetnetten. RIVM Briefrapport 2014-0120, Bilthoven: RIVM.

Roels, J.M., W. Verweij, J.G.M. van Engelen, R.J.M. Maas, E. Lebrecht, D.J.M. Houthuijs, J. M. Wezenbeek. Gezondheid en veiligheid in de Omgevingswet: Ratio en onderbouwing huidige normen omgevings-kwaliteit. Bijlagenrapport. RIVM-rapport 2014-0138-B

Scott, P. & Rollinson, G., 2015. Crushed rock aggregates: their mineralogy and textures using automated scanning electron microscopy. In: Hunger, E. and Brown, T. J. (Eds.). Exeter, EIG Conferences Ltd..

SEPC. (1997). Inhibition test (72 hours) in freshwater unicellular algae *Selenastrum capricornutum*.

Shanker, R., & Seth, P. K. (1986). Toxic effects of acrylamide in a freshwater fish, *Heteropneustes fossilis*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 37(1), 274–280. <https://doi.org/10.1007/BF01607761>

Shields, A. (1936). Anwendung der Aehnlichkeitsmechanik und der Turbulenzforschung auf die Geschiebebewegung. Berlin, Deutschland: Mitteilung der Preussischen Versuchsanstalt für Wasserbau und Schiffbau,.

- Spencer, P.S., & Schaumburg, H.H. (1974). A review of acrylamide neurotoxicity part II. Experimental animal neurotoxicity and pathologic mechanism. *The Canadian journal of neurological sciences*.
- Spingborn Bionomics. (1985). Toxicity test report - Chronic toxicity of acrylamide monomer to mysid.
- Sundborg, A. (1956). The River Klaralven: Chapter 2 The morphological activity of flowing water erosion of the stream bed. *Geografiska Annaler*, 165-221.
- Tepe, Y., & Çebi, A. (2019). Acrylamide in Environmental Water: A Review on Sources, Exposure, and Public Health Risks. *Exposure and Health*, 11(1), 3–12. <https://doi.org/10.1007/s12403-017-0261-y>
- Tooby, T. E., & Hursey, P. A. (1975). acute toxicity of 102 pesticides and miscellaneous substances to fish. *Chem Ind Lond*.
- Touzé, S., Guerin, V., Guezennec, A. G., Binet, S., & Togola, A. (2015). Dissemination of acrylamide monomer from polyacrylamide-based flocculant use—sand and gravel quarry case study. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(9), 6423–6430. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3177-0>
- USGS, 2013. Description of input and examples for PHREEQC version 3: a computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations - Techniques and Methods 6-A43, Reston, VA: U.S. Geological Survey.
- Van der Linde, H. (2008). Aanvraag ontgrondingsvergunning Over de Maas. Beuningen.
- Van Tooren, M., 2020. Mineralogische samenstelling van de grondstoffen van Graniet Import Benelux, Delft: TU Delft.
- Van Vlaardingen PLA, Verbruggen EMJ. 2009. Aanvulling milieurisicogrenzen water voor negen sporenelementen. Afleiding volgens Kaderrichtlijn Water-methodiek. RIVM-rapport 601714011.
- Venmans, A., Kruse, G., van Eekelen, S. J. M., & van Ruijven, J. (2019). Specificaties voor het toepassen van Noordse Leem in weg- en waterbouwwerken in Nederland.
- Verbruggen, E. M. J., Smit, C. E., & van Vlaardingen, P. L. A. (2020). Environmental quality standards for barium in surface water. Including erratum d.d. 29-01-2021.
- Wang, W. (1988). Site-specific barium toxicity to common duckweed, *Lemna minor*. *Aquatic Toxicology*, 12(3), 203–212. [https://doi.org/10.1016/0166-445X\(88\)90023-9](https://doi.org/10.1016/0166-445X(88)90023-9)
- Wesselink, E.D.C., J.W. Zijlstra, J.H. Boersma, F.G. Versteegen, T.H. van Wee (2020). Rapport evaluatie periode 2015-2019. Project Over de Maas. Witteveen+Bos Raadgevende Ingenieurs B.V., d.d. 13 maart 2020.
- Weston, D. P., Lentz, R. D., Cahn, M. D., Ogle, R. S., Rothert, A. K., & Lydy, M. J. (2009). Toxicity of Anionic Polyacrylamide Formulations when Used for Erosion Control in Agriculture. *Journal of Environmental Quality*, 38(1), 238–247. <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0109>
- Woodiwiss, F. S., & Fretwell, G. (1974). The Toxicities of Sewage Effluents, Industrial Discharges and Some Chemical Substances to Brown Trout (*Salmo trutta*) in the Trent River Authority Area. *Water Pollution Control*, 73(4), 396–405.
- Xiong, B., Loss, R. D., Shields, D., Pawlik, T., Hochreiter, R., Zydney, A. L., & Kumar, M. (2018). Polyacrylamide degradation and its implications in environmental systems. *Npj Clean Water*, 1(1). <https://doi.org/10.1038/s41545-018-0016-8>
- Zuurdeeg, B., 1980. De natuurlijke chemische samenstelling van Maaswater. *H2O*, 13(1), pp. 2-7.

Geraadpleegde websites september 2020:

<https://polymerdatabase.com/polymer%20classes/Polyacrylamide%20type.html>

BIJLAGE B LITERATUURONDERZOEK

Het literatuuronderzoek is voorafgaande aan de praktijkonderzoeken uitgevoerd. De verzamelde informatie is hieronder weergegeven.

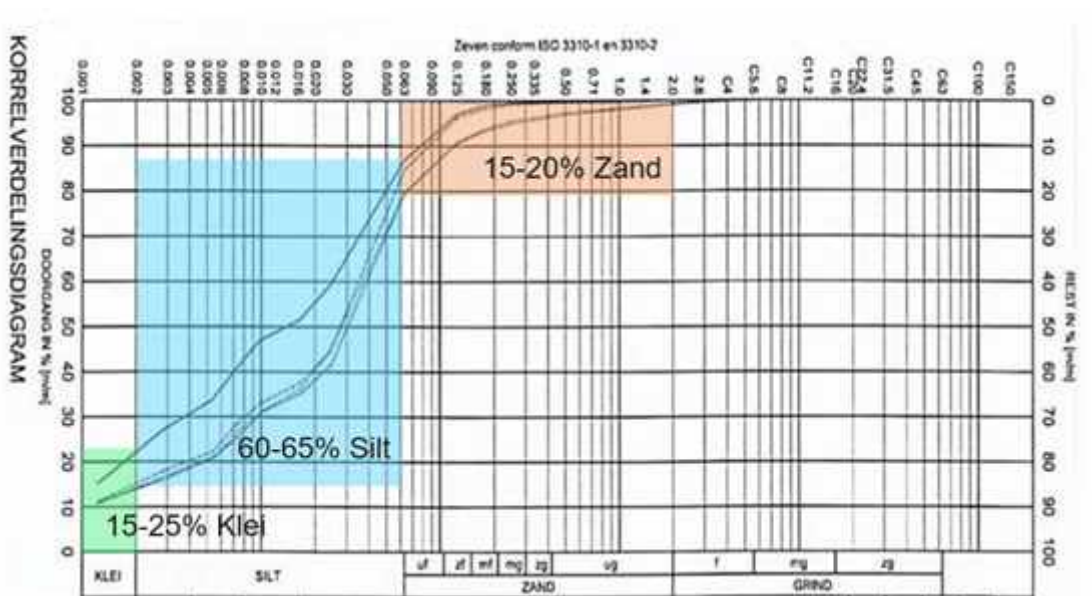
1. GRANULIET

In dit hoofdstuk wordt in algemene zin ingegaan op de fysisch-chemische eigenschappen van granuliet en de bestanddelen. Daarbij wordt ook specifiek aandacht gegeven aan de vraag of er nog eigenschappen zijn, of bestanddelen, die mogelijk voor ongewenste neveneffecten kunnen zorgen.

1.2 Fysisch-chemische eigenschappen granuliet

Het granuliet waar in dit kader over gesproken, wordt ook wel Noordse Leem of Noordse klei genoemd. Het moet niet verward worden met het gesteente granuliet. Het gesteente granuliet betreft een ander type materiaal van andere oorsprong. Wanneer in onderhavig rapport gesproken wordt over granuliet, dan heeft het betrekking op het restmateriaal van het breken van gesteenten uit Schotland en Noorwegen.

Het granuliet dat geproduceerd wordt bestaat uit gebroken gesteente (metazandsteen/metagrauwacke uit Noorwegen en granodioriet uit Schotland) in de zand-, silt- en kleigrootte-fracties. De klei-fractie bestaat uit gesteentefragmenten, maar niet persé uit kleimineralen. Het granuliet bestaat overwegend uit de siltfractie, dit betreft de fractie deeltjes tussen 2 en 63 µm. Deeltjes kleiner dan 2 µm worden ingedeeld als klei en deeltjes groter dan 63 µm worden ingedeeld als zand. In onderstaande afbeelding is een korrelgrootteverdeling weergegeven (Venmans et al., 2019). Hieruit blijkt dat het granuliet 15-25% kleideeltjes bevat, 60-65% siltdeeltjes en 15-20% zand.



Afbeelding B.1 Korrelgrootteverdeling granuliet (Venmans et al., 2019)

1.3 Aandachtspunten granuliet

Tijdens het productieproces van granuliet wordt een anionisch poly-elektrolyet toegevoegd (flocculant EcoPure P1715). Er bestaan zorgen dat het toegevoegde flocculant nadelig is voor de milieuhygiënische kwaliteit tijdens en na demping van de plas in het project Over de Maas. Het barium in het granuliet is van natuurlijke oorsprong, maar kan mogelijk ook effect hebben op de milieuhygiënische kwaliteit van de plas. In onderstaande paragrafen wordt nader ingegaan op polyacrylamide, acrylamide (mogelijke nevenverontreiniging / afbraakproduct) en barium.

2. POLYACRYLAMIDE

2.1 Algemene omschrijving

Polyacrylamide is een verbinding die als flocculant / coagulant wordt gebruikt voor verschillende toepassingen. De belangrijkste toepassingen van polyacrylamide zijn de afvalwaterbehandeling en de papier- en pulpproductie, tezamen zijn deze goed voor 80-90% van het polyacrylamidegebruik (EC, 2002). Hierdoor kan polyacrylamide via de rioolwaterbehandeling of oppervlaktewaterlozingen in ons oppervlaktewater terechtkomen. Daarnaast worden ze ook gebruikt in een breed scala aan andere toepassingen zoals oliewinning, mineraal productie, cosmetica, stabilisatie van grond en zand, als dispersie- en bindmiddel in coatings en textiel, als verdickers en in lijmen (EC, 2012).

Er bestaan verschillende typen flocculanten, de keuze van een flocculant is doorgaans gebaseerd op de bezinksnelheid van de deeltjes in de specifieke toepassing. De flocculant bestaat uit een lang molecuul met verschillende bindingsplekken. Doordat deze bindingsplekken kunnen binden aan verschillende deeltjes, plakken de deeltjes aan de polyacrylamide en daardoor aan elkaar en vormen ze grote vlokken. Vervolgens kunnen deze vlokken uit het water gehaald worden door bijvoorbeeld filtratie of persen.

Er bestaan verschillende soorten polyacrylamide; neutraal, anionisch (negatief geladen) en kationisch (positief geladen) (zie Tabel B.1).

Tabel B.1 Soorten polyacrylamide en voorbeelden van structuurformules van de repeterende eenheid van het polymeer (website polymerdatabase.com; Murgatroyd et al., 1996)

Type polyacrylamide	Structuur van de repeterende eenheid van het polymeer	Gebruikt in
Anionisch polyacrylamide	$\left(\text{CH}_2 - \underset{\text{O}=\text{NH}_2}{\text{CH}} \right)_m \left(\text{CH}_2 - \underset{\text{O}^- \text{Na}^+}{\text{CH}} \right)_n$	Drinkwaterbereiding (Murgatroyd et al., 1996)
Neutraal polyacrylamide	$\left(\text{CH}_2 - \underset{\text{O}=\text{NH}_2}{\text{CH}} \right)_m \left(\text{CH}_2 - \underset{\text{O}=\text{NH}_2}{\text{CH}} \right)_m$	Drinkwaterbereiding (Murgatroyd et al., 1996)
Kationisch polyacrylamide	$\left(\text{CH}_2 - \underset{\text{O}=\text{NH}_2}{\text{CH}} \right)_m \left(\text{CH}_2 - \underset{\text{O}-\text{N}^+(\text{CH}_2)_2}{\text{CH}} \right)_n \text{Cl}^-$	Drinkwaterbereiding, Ontwatering rioolslib, Industrie (papier, mineralen) (Murgatroyd et al., 1996)

De polymeren bestaan uit afwisselend een acrylamide-deel (links in de structuurformules) en een acrylaatdeel (circa 30% (Guezennec et al., 2015; Touzé et al., 2015)) in het geval van anionisch polyacrylamide en bijvoorbeeld trimethylaminoethyl acrylaat in het geval van kationisch polyacrylamide (Murgatroyd et al., 1996). In het geval van neutraal polyacrylamide bestaat het molecuul volledig uit acrylamidedelen (acrylamide homopolymeer).

Bij de productie van granuliet wordt het polymeer Ecopure P-1715 gebruikt. Dit is een anionisch polyacrylamide (Melspring, 2019). Over het algemeen wordt anionisch polyacrylamide het meest toegepast bij milieugerelateerde toepassingen omdat anionische polyacrylamides een veel lagere aquatische toxiciteit hebben dan kationische polyacrylamides (Guezennec et al., 2015; Murgatroyd et al., 1996), daarnaast hechten anionische polyacrylamides beter aan klei (Guezennec et al., 2015; Xiong et al., 2018). De anionische polyacrylamides zijn goed oplosbaar in water. Ze hebben geen tot weinig crosslinking. Dit geeft aan dat de moleculen voornamelijk lineair zijn (lange ketens), weinig zijketens hebben die aan elkaar kunnen klitten, maar ze kunnen wel gedraaid of gekruld voorkomen (Guezennec et al., 2015). Het bij het granuliet gebruikte anionische polyacrylamide heeft een relatief lage lading. Deze lading wordt bepaald door het aandeel acrylaatdelen in het polyacrylamide omdat deze delen van het molecuul negatief geladen zijn. Door de leverancier is aangegeven dat deze tussen de 10 en 30% ligt (ref. Melspring, 2020). Dit betekent dat het aandeel acrylamidedelen in polyacrylamide tussen de 70 en 90% ligt.

2.2 Fysische en chemische eigenschappen

De fysische en chemische eigenschappen zijn in onderstaande tabel opgesomd voor anionisch polyacrylamide:

Tabel B.2 Fysische en chemische eigenschappen anionisch polyacrylamide (MSDS, Xiong, et al., 2018)

Eigenschap	Waarde
CAS-nummer	9003-05-8 (polyacrylamide)
Molmassa	10^6 - 3×10^7 Dalton (gram/mol)
Voorkomen	Vast poeder, wit, geurloos
pH	6-8
Dichtheid	0,75-0,95 kg/l

Anionisch polyacrylamide bestaat zoals eerder aangegeven uit acrylamidedelen en tussenliggende anionische delen. De molecuulmassa van polyacrylamide is hoog; 1.000.000 tot 30.000.000 Dalton, wat overeenkomt met gram/mol. Een anionisch polyacrylamide is 15.000 tot 450.000 eenheden lang.

2.3 Gedrag in het milieu

Sorptie en mobiliteit

Anionisch polyacrylamide lost op in water, maar is weinig mobiel in het milieu vanwege de lange lengte van de polyacrylamidemoleculen en de adsorptie aan minerale oppervlakten. Het wordt sterk vastgehouden in grond en slaat makkelijk neer uit de oplossing (Xiong et al., 2018). Adsorptie aan kleimineralen en grond is snel en irreversibel (Guezennec et al., 2015).

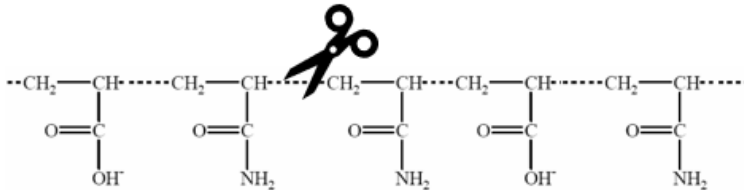
Afbraak

Polyacrylamide bestaat uit zeer lange polymeerketens. Het is gebleken dat in verloop van tijd de lange polymeren in de bodem afbreken tot kortere polymeren. Ook het aantal actieve groepen aan de polymeren neemt langzaam af (Venmans et al., 2019). De afbraak is sneller in de bovengrond (kan meer dan 10% per jaar zijn), in de ondergrond is de afbraak langzamer. Er vindt niet of nauwelijks uitloging van polyacrylamide plaats (Venmans et al., 2019). Er bestaan zorgen dat het polyacrylamide gebruikt is bij het produceren van het granuliet af kan breken, waarbij de zeer zorgwekkende stof acrylamide ontstaat. Meerdere literatuurartikelen geven aan dat er afbraak van polyacrylamide optreedt. Er zijn meerdere afbraakroutes mogelijk, en de vorming van acrylamide wordt in de literatuur niet uitgesloten.

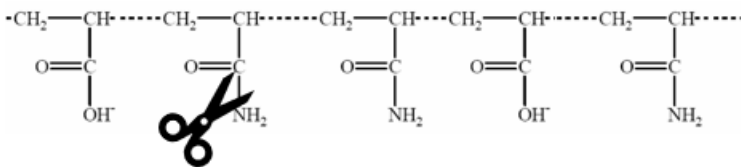
In de afbraak van polyacrylamide spelen 3 mechanismen een rol:

1. Chain scission; het doorbreken van de polymeerketen. Hierbij ontstaan 2 (of meerdere) kleinere polymeerketens. Mogelijk komt daarbij acrylamide vrij aan het uiteinde van de polymeerketen wanneer er vervolgens een reactie aan de randen plaatsvindt.
2. Omzetting van de acrylamidegroepen naar acrylaatgroepen (de-aminatie). Hierbij komt geen acrylamide vrij.
3. Afbraak aan de randen van de polymeerketen. Hierbij kunnen mogelijk acrylamidemoleculen vrijkomen.

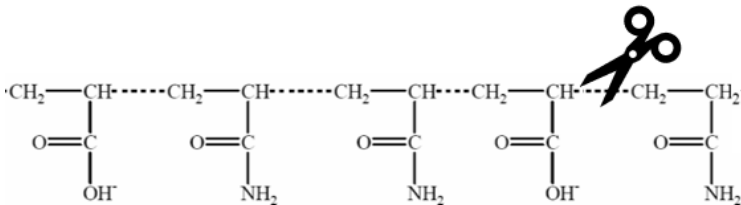
(1) Doorknippen keten:



(2) Omzetting acrylamidegroepen:



(3) Afbraak aan de randen:



Afbeelding B.2 Afbraakmechanismen polyacrylamide.

Afbraak van polyacrylamide kan worden veroorzaakt door verschillende processen (Xiong et al., 2018):

1. Mechanische afbraak (door wrijving, beweging)
Doordat de ketens van polyacrylamide zeer lang zijn, is het mogelijk dat deze door mechanische afbraak afbreken (bijvoorbeeld door schuren of frictie) waarbij polyacrylamide moleculen met kortere ketens ontstaan (mechanisme 1).
2. Chemische afbraak (door chemische reacties)
Door vrije radicalen (bijvoorbeeld hydroxylradicalen, die kunnen ontstaan bij bijvoorbeeld afbraakprocessen op basis van chemische oxidatie), kan de keten doorgeknipt worden, waarbij de ketenlengte een factor 100 lager kan worden (van 10^7 Dalton tot 10^5 Dalton). Hierbij wordt de viscositeit van de oplossing sterk gereduceerd. Vrije radicalen vallen de polymeerketen aan, door een waterstofatoom te verwijderen op de koolstofatomen in de keten, of bij de amine-groep. Hierdoor wordt de keten doorgeknipt en ontstaan er kortere ketens (mechanisme 1).

3. Thermische afbraak (bij hoge temperatuur)
Het is onwaarschijnlijk dat er thermische afbraak optreedt onder milieuomstandigheden. Alleen bij hele hoge temperaturen (300 °C) kan er thermische afbraak optreden, waarbij ammonia vrij kan komen van de amidegroepen, en afbraak van de polymeerketen kan plaatsvinden (mechanisme 2 resp. 1).
4. Fotolytische afbraak (onder invloed van licht)
Fotolytische afbraak is vergelijkbaar met chemische afbraak doordat ook bij fotolytische afbraak vrije radicalen ontstaan (mechanisme 1).
5. Biologische afbraak (door micro-organismen)
Biologische afbraak vindt plaats door micro-organismen onder aerobe (in aanwezigheid van zuurstof) of anaerobe omstandigheden (zonder zuurstof). Het is voor micro-organismen erg moeilijk om de keten van polyacrylamide doormidden te breken. Desalniettemin zijn er verschillende organismen ontdekt die de amidegroep als een stikstofbron kunnen gebruiken en de koolstofketen als koolstofbron. De vraag is hierbij of de keten doormidden wordt geknipt, of dat er afbraak van de keten aan de uiteinden plaatsvindt, waarbij acrylamide kan vrijkomen. Het ontstaan van acrylamide tijdens biologische afbraak is afhankelijk van de omstandigheden, het toegepaste acrylamide, en ook of de afbraak volledig is of niet. Acrylamide kan zowel onder aerobe als onder anaerobe omstandigheden als tussenproduct ontstaan (Dai et al., 2014; Joshi & Abed, 2017), afhankelijk van de omstandigheden wordt acrylamide vervolgens verder afgebroken. Dit gaat beter onder aerobe omstandigheden dan onder anaerobe omstandigheden. In aerobe media worden geen meetbare residuele acrylamide gehalten gemeten (Nyyssölä & Ahlgren, 2019a; Xiong et al., 2018). In een aantal onderzoeken (o.a. Akbar et al., 2020; Dai et al., 2014, 2015) wordt wel acrylamide gemeten bij afbraak in een anaerobe bioreactor onder geoptimaliseerde omstandigheden (anaerobe vergisting, hoge pH, 35 °C).

Samenvattend kan worden gesteld, dat bij de chemische en mechanische afbraakprocessen voornamelijk de polyacrylamide keten doormidden wordt gebroken. Hierbij ontstaan kleinere polyacrylamidemoleculen, met waarschijnlijk een minder sterke samenklittende werking. Omdat de afbraak voornamelijk in het middensegment van de moleculen is, is de kans klein dat er losse acrylamide moleculen door afbraak vrijkomen in het milieu (deze afbraak vindt plaats aan de randen).

Bij biologische afbraak kan acrylamide als tussenproduct ontstaan. Onder aerobe omstandigheden wordt acrylamide vrij snel verder afgebroken, er wordt geen vrij acrylamide gemeten in aerobe culturen (Xiong et al., 2018). Onder anaerobe omstandigheden zijn in een aantal laboratoriumonderzoeken wel verhoogde gehalten acrylamide gemeten, alhoewel dit onder geoptimaliseerde omstandigheden voor afbraak voor polyacrylamide was. Onder milieuomstandigheden (lage temperatuur) zal de afbraak langzamer gaan. De onderzoeken geven wel aan dat de vorming van acrylamide uit polyacrylamide niet kan worden uitgesloten.

2.4 Toxiciteit

Om het gebruik van polyacrylamide in perspectief te kunnen zetten, is gekeken naar de toxiciteit van polyacrylamide, hierbij is gekeken naar de bekende toetsingswaarden, humane toxiciteit en ecotoxiciteit.

Toetsingswaarden

Voor de beoordeling van gemeten concentraties in oppervlaktewater zijn voor verschillende stoffen jaargemiddelde en maximale milieukwaliteitsnormen afgeleid. De jaargemiddelde norm (JG-MKN) wordt gebruikt om langdurige blootstelling te evalueren, de maximale norm (MAC-MKN) is voor de evaluatie van kortdurende blootstelling. Voor 45 stoffen zijn normen vastgelegd in de Kaderrichtlijn water. De jaargemiddelde normen hebben het karakter van een doelstelling, waarmee de kwaliteit van het oppervlaktewater kan worden beoordeeld. Ze worden gezien als het te bereiken streefbeeld voor oppervlaktewaterlichamen. Momenteel voldoet het grootste deel van de oppervlaktewaterlichamen niet voor alle stoffen aan het streefbeeld¹.

Voor polyacrylamide (en ook acrylamide) zijn deze normen niet afgeleid. Om toch een indruk te krijgen van de toxiciteit wordt in de onderstaande evaluatie gereflecteerd aan de waarden die in de literatuur wel kunnen worden teruggevonden, waarden die gebruikt worden als basis voor het afleiden van een jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm.

Generieke milieukwaliteitsnormen worden gebaseerd op de laagste waarde van de routes ecotoxiciteit, doorvergiftiging en humane toxiciteit (visconsumptie). Hiermee is tevens de opname via de huid en het inslikken van water bij zwemmen afgedekt (Roels et al., 2014 (RIVM-rapport 2014-0138B)).

Voor een jaargemiddelde MKN wordt gekeken naar:

- Humane toxiciteit. Hierbij wordt gekeken naar de hoeveelheid van een verontreinigende stof die een mens levenslang dagelijks mag binnenkrijgen (toelaatbare dagelijkse inname). Dit wordt berekend aan de hand van de inname van vis.
- Directe ecotoxiciteit. Bij directe ecotoxiciteit wordt gekeken naar de NOEC (No Observed Effect Concentration), waar een veiligheidsfactor op wordt toegepast. De veiligheidsfactor is afhankelijk van de omvang van de dataset en de soorten (species) binnen deze dataset. Dit resulteert in een PNEC (Predicted No Effect Concentration).
- Doorvergiftiging. Hierbij wordt aan de hand van dieetstudies met vogels en zoogdieren berekend wat een veilige concentratie in vis is. Deze concentratie in vis wordt teruggerekend naar een concentratie in het oppervlaktewater.

Voor Over de Maas wordt gekeken naar toetsingswaarden voor langdurige blootstelling via een evaluatie van de routes humane toxiciteit en directe ecotoxiciteit. Doorvergiftiging wordt buiten beschouwing gelaten vanwege de lage bioaccumulatie van polyacrylamide en acrylamide.

Omdat polyacrylamide veelvuldig wordt toegepast in bijvoorbeeld de waterbehandeling zijn veel toxiciteitsdata beschikbaar. Bij het beoordelen van deze data moet in ogenschouw gehouden worden dat de toxiciteitstesten zijn uitgevoerd met alleen water. Wanneer tevens grond of ander materiaal aanwezig is wat samen kan worden geklonterd door het polyacrylamide, klijt het polyacrylamide hier aan vast en is er minder polyacrylamide beschikbaar in het water voor toxische effecten. De waarden die in de verschillende paragrafen voor polyacrylamide worden opgesomd betreffen derhalve worst-case situaties.

Toxiciteitsmechanisme

Voor anionische polyelectrolieten is chelatatie (binding) van bepaalde nutriënten geïmpliceerd als de reden van toxiciteit (Murgatroyd et al., 1996). Kationische polyelectrolieten kunnen een ander werkingsmechanisme hebben zoals bijvoorbeeld het binden aan viskieuwen door de negatieve lading die deze kieuwen bevatten. Gezien de afwezigheid van kationische polyelectrolieten in het toegepaste granuliet wordt hier echter alleen in gegaan op de toxiciteit van de anionische polyacrylamides.

¹ <https://www.clo.nl/indicatoren/nl1438-kwaliteit-oppervlaktewater-krw>

Vanwege het grote moleculaire gewicht wordt de viscositeit van water verhoogd wanneer polyacrylamide wordt toegevoegd. Dit heeft een effect op de (test)organismen in het water. Dit effect wordt groter naarmate de organismen kleiner worden. Effecten op bijvoorbeeld zwemsnelheid maar ook op overleving die worden geobserveerd in ecotoxicologische testen kunnen daarmee een effect zijn van de fysieke effecten (chelatie en verhoging viscositeit) in plaats van dat het om een puur toxisch effect gaat (Weston et al., 2009). Indien acrylamide aanwezig is kan dit wel voor toxische effecten zorgen (zie hs 3).

Door het hoge moleculaire gewicht van de polymeren wordt het passeren van membranen uitgesloten. Ook de potentie voor bioaccumulatie neemt hierdoor af. In Murgatroyd, Barry, Bailey, & Whitehouse (1996) wordt over een octanol-water partitie coëfficiënt gesproken van minder dan 1. Dit geeft aan dat er weinig neiging van de stof is zich van de water fase naar de octanol fase te verplaatsen, zelfs wanneer het passeren van het membraan wel mogelijk was geweest. Er kan zodoende worden aangenomen dat er weinig tot geen potentie voor bioaccumulatie is.

Humane toxiciteit

Voor de mens zijn polyacrylamides weinig toxisch, waarschijnlijk doordat de zeer grote moleculen niet worden opgenomen (CIR Expert panel, 2005). Het grootste aandachtspunt is de aanwezigheid van residuele hoeveelheden acrylamide in het product. De toxiciteit van acrylamide wordt besproken in het volgende hoofdstuk.

Ecotoxiciteit

Over het algemeen blijkt uit de literatuur dat kationische polyacrylamide giftiger is dan anionische polyacrylamide (Murgatroyd et al., 1996; Weston et al., 2009). Vanwege het feit dat anionische polyacrylamide over het algemeen niet als een zeer toxische stof wordt gezien is er, in verhouding tot het monomeer en de kationische varianten, minder onderzoek naar de toxiciteit gedaan. Er zijn meerdere publicaties voorhanden waarin aquatische organismen zijn blootgesteld aan verschillende anionische polyacrylamides. Geen van deze polyacrylamides is identiek aan de polyacrylamide in EcoPure P-1715.

Wel kan worden aangenomen dat de eigenschappen van de polyacrylamides in EcoPure P-1715 vallen binnen de bandbreedte van de geteste stoffen. Uit toxiciteitstesten volgen allerlei verschillende waarden waarbij effecten optreden, bijvoorbeeld de concentratie waarbij 50% sterfte optreedt (LC_{50}), de concentratie waar bij 50% van de testorganismen een effect zichtbaar is (EC_{50}) of de laagste concentratie waarbij een effect wordt geobserveerd (LOEC-Lowest Observed Effect Concentration). De gevonden waarden worden hieronder nader besproken, een toelichting op de verschillende afkortingen is opgenomen in sub bijlage B.1.

De LC_{50} waardes voor polyacrylamide lopen erg uiteen voor verschillende soortgroepen. Over het algemeen lijken watervlooiën erg gevoelig voor anionische polyacrylamides in verschillende onderzoeken. Dit betreft onderzoeken waarbij geen sediment aanwezig is. Weston et al. (2009) geven als verklaring dat de gevoeligheid mogelijk voortkomt uit de verhoging van de viscositeit door het toevoegen van de polyacrylamide. Deze effecten kunnen bij een organisme als een watervlo door het kleine formaat van het organisme relatief snel optreden.

De laagste LC_{50} waarde voor de getoetste anionische polyacrylamides is 0,06 mg/l (Hall & Mirenda, 1991). In deze test werd een watervlo (*Daphnia pulex*) gedurende 48 uur blootgesteld aan een anionische polyacrylamide. De onderzoekers toetsten in dit geval polyacrylamides met een verschillende anionische lading en een verschillend molecuulgewicht. De LC_{50} waarde van 0,06 mg/l kwam voort uit blootstelling aan een polyacrylamide met een molecuulgewicht van 18×10^6 gram per mol en een ladingsdichtheid van -30 procent. De tweede laagste LC_{50} waarde uit dit onderzoek was 0,09 mg/l voor een polyacrylamide met een molecuulgewicht van 9×10^6 gram per mol en een ladingsdichtheid van -8%. Van het Ecopure is aangegeven dat het een molecuulgewicht heeft van $1-30 \times 10^6$ gram per mol en een ladingsdichtheid van -10 tot -30%. Dit ligt in dezelfde ordegrrootte als de hierboven genoemde polyacrylamides.

In een rapport door Gilda Dell'Ambrogio & Wong (2019), wordt over deze waardes uit Hall & Mirenda (1991) gezegd dat de toxiciteit voor crustaceeën (onder andere watervlooiën) hier het resultaat lijkt te zijn van de chemische samenstelling en dus niet de viscositeit zoals eerder werd gesuggereerd. Een nadrukkelijke kanttekening bij de publicatie van Hall & Mirenda (1991) is dat de geteste stof niet duidelijk is gespecificeerd maar dat wel wordt aangegeven dat het een mengsel betreft.

Gezien de overige onderdelen van het mengsel niet bekend zijn kan de toxiciteit mogelijk ook (deels) te maken hebben met de andere stoffen in het mengsel. Hierdoor kan de conclusie niet getrokken worden dat het gemeten effect het gevolg is van de toxiciteit van polyacrylamide.

Een vergelijkbare kanttekening komt naar voren in een studie door Weston et al. (2009) waar de toxiciteit het gevolg lijkt te zijn van de olie waarin het polyacrylamide is opgelost. Uit deze studie blijkt dat de toxiciteit van polyacrylamide sterk afhangt van het type polyacrylamide dat wordt toegevoegd. In dit onderzoek blijkt dat polyacrylamide in korrelvorm of op waterbasis een stuk minder toxisch is dan de polyacrylamide op oliebasis. De laagste LC₅₀ van de polyacrylamide in korrelvorm is 28,7 mg/L (6-8d, watervlo), de laagste LC₅₀ van de polyacrylamide op waterbasis is 14,6 mg/L (96u, alg) en de laagste LC₅₀ van de polyacrylamide op oliebasis is 0,3 mg/L (6-8d, watervlo). De onderzoekers zeggen hierover dat de toxiciteit van de polyacrylamide op oliebasis mogelijk het gevolg is van de olie waarin de stof in oplossing is gebracht of van andere inerte stoffen in het mengsel. De getoetste stof bevat namelijk naast olie ook oppervlakte-actieve stoffen (zepen) en emulgatoren. Het polyacrylamide in het granuliet is niet op oliebasis (maar op waterbasis)

De hoogst gemeten LC₅₀ waarde van de getoetste stoffen is hoger dan 600 mg/l. Deze waarde betrof een 96 uren test met een larvaal stadium van een vis (*Salvekinus namaycush*) en werd uitgevoerd met de anionische polyacrylamide Dow AP-30.

In tabel B.3 is een samenvatting gegeven van de meest relevante EC/LC₅₀ waardes van anionische polyacrylamides. Voor een uitgebreide weergave van de beschikbare EC₅₀ en LC₅₀ waardes wordt verwezen naar Sub bijlage B.2.

Tabel B.3 samenvatting van de meest relevante LC₅₀ waardes voor anionische polyacrylamide.

Stof	Artikel	Soort	Soortgroep	EC ₅₀ (mg/l)	LC ₅₀ (mg/L)
Granulair polyacrylamide		<i>Ceriodaphnia dubia</i> (6-8 d)	Watervlooien		28,7 (23,5 – 35,1)
Water-based polyacrylamide	(Weston et al., 2009)	<i>Selenastrum capricornutum</i> (96 h)	Algen	14,6 (pd*)	
Oil-based polyacrylamide		<i>Ceriodaphnia dubia</i> (6-8 d)	Watervlooien		0,3 (0,25 – 0,36)
Anionisch, Acrylzuur-acrylamide -	(Hall & Mirenda, 1991)	<i>Daphnia pulex</i> (48u)	Watervlooien		0,06 (0,03-0,30)

*De toevoeging pd staat voor het gemeten eindpunt populatiedichtheid.

De laagste concentraties waarbij een effect zichtbaar is (LOEC) voor anionische polyacrylamides worden gemeten bij algen en watervlooien. De laagst gemeten LOEC waardes zijn 0,01 mg/L voor zowel algen als watervlooien (Beim & Beim, 1994). Acharya et al. (2010) stelde na een chronische test van 32 dagen met een lineair anionische PAM een LOEC vast voor *Daphnia magna* voor groei van 1 mg/l (NOEC 0,5 mg/l) en voor vruchtbaarheid een LOEC van 10 mg/l (NOEC 5 mg/l).

In tabel B.4 is een samenvatting gegeven van de meest relevante LOEC en NOEC waardes voor anionische polyacrylamides. Voor een uitgebreide weergave van de beschikbare NOEC en LOEC waardes wordt verwezen naar Sub bijlage B.2.

Tabel B.4 samenvatting van de meest relevante LOEC en NOEC waardes voor anionische polyacrylamides.

Stof	Artikel	Soort	Soortgroep	LOEC (mg/l)	NOEC (mg/l)
Magnasol AN2	(Harford, Hogan, Jones, & van Dam, 2011)	<i>Chlorella sp.</i> (72u)	Algen		40 (10 – 100) ^x
Anionic polyacrylamide	(Acharya et al., 2010)	<i>Daphnia magna</i> (32d)	Watervlooien	1 (b) 10 (v)	0,5
Magnafloc E10	(Beim & Beim, 1994)	<i>Scenedesmus quadricauda</i> (3mnd)	Algen		0,01 (g)
		<i>Daphnia magna</i> (3mnd)	Watervlooien		0,01 (v)
MagnaFloc 156®	(Liber, Weber, & Lévesque, 2005)	<i>Salvekinus namaycush</i> (30 d)	Vissen (larve/ "fry")	150 (h,g)	75 (h,g)

y = EC10 waarde. De letters *g*, *b*, *v*, en *h* achter de NOEC-waardes staan respectievelijk voor de effecten gewicht (groei), gedrag, vruchtbaarheid en hatching (uitkomen van eieren). Wanneer geen letter achter de waarde staat betekent dit dat niet bekend is bij welke van meerdere gemeten parameters het eerste een effect zichtbaar was.

Verwachte concentratie waarbij geen effect optreedt (PNEC)

Een PNEC-waarde (predicted no effect concentration) wordt bepaald aan de hand van NOEC waardes uit chronische ecotoxiciteitstesten. De laagste NOEC waarde wordt dan vervolgens verlaagd met een beoordelingsfactor om tot een concentratie te komen waarbij op geen enkele soort meer een effect verwacht wordt. Naar mate er meer gegevens voorhanden zijn en deze gegevens betrouwbaarder zijn wordt de gehanteerde beoordelingsfactor kleiner.

Als er chronische toxiciteitsgegevens beschikbaar zijn voor minstens drie trofische niveaus en de soort waarvan de NOEC waarde het laagst is behoort tot één van de meer kwetsbare groepen, kan een beoordelingsfactor van 10 worden gebruikt (TGD², European Commission, 2003). Voor het geval er niet voor alle data NOEC waardes beschikbaar zijn kan voor het bepalen van een PNEC een EC10 concentratie (een effect treedt op bij 10% van de testorganismen) worden gebruikt in plaats van een NOEC waarde wanneer deze is berekend door extrapolatie met het toepassen van de juiste statistieke toets³ (European Commission, 2003).

Voor anionische PAM is data voorhanden van drie trofische niveaus (planten/algen, invertebraten en vissen) en kan zodoende bij het afleiden van een PNEC een beoordelingsfactor van 10 worden gebruikt.

Er is recent door Gilda Dell'Ambrogio & Wong (2019) een PNEC voor anionische polyacrylamides afgeleid voor aquatische organismen. Ze baseren zich op de volgende data:

- De laagste NOEC waarde voor vis van 75 mg/l voor meerforel (*Salvelinus namaycush*) (Liber et al., 2005).
- De laagste NOEC waarde voor watervlooien van 0,5 mg/l voor *Daphnia magna* (Acharya et al., 2010).
- Voor algen (*Chlorella* sp.) is een EC10 waarde van 40 mg/l beschikbaar die is verkregen door lineaire extrapolatie (Harford et al., 2011).

De laagst beschikbare waarde (0,5 mg/L van *D. magna*) behoort tot de meest gevoelige groep (watervlooien) en er is data van drie trofische niveaus beschikbaar. Er wordt zodoende een beoordelingsfactor van 10 toegepast. Dit geeft, met het hanteren van de NOEC van *Daphnia magna* van 0,5 mg/l, een PNEC van 0,05 mg/l.

In een eerdere studie door Harford et al. (2011) is op basis van eigen data, in combinatie met gegevens uit de literatuur een "species protection level" (soortbeschermingsniveau) afgeleid voor anionische PAM. Dit is een concentratie (in mg/L) waarbij een gespecificeerd percentage van de soorten in een aquatisch milieu geen effect ondervindt. Voor polyacrylamide ligt deze waarde (voor 99% soortbescherming) tussen de 0,1 mg/L (0 – 14, eigen data Harford et al.) en 0,03 mg/L (0 – 2, gecombineerde gegevens). Voor 95% soortbescherming is dit respectievelijk 1 mg/L (0-29) en 0,4 mg/L (0-7). Deze waardes vallen binnen twee ordes van grootte van de PNEC die is afgeleid door Gilda Dell'Ambrogio & Wong (2019). In de ecotoxicologie wordt dit als redelijk vergelijkbaar gezien.

Eén van de eerste onderzoeken naar de chronische toxiciteit van polyacrylamide is uitgevoerd door Beim & Beim (1994). Zei stelden een negental soorten bloot aan anionische PAM voor een tijdsduur van 3 maanden. In het onderzoek door Beim & Beim wordt niet uitgebreid ingegaan op de methodologie en worden de "endpoints" van de studie niet toegelicht. Zo worden in deze studie geen NOEC waardes afgeleid maar worden de resultaten uitgedrukt in "vital concentrations". Wat deze precies inhouden is niet gedefinieerd maar het lijkt hierbij te gaan om een waarde die vergelijkbaar is met de later vaker gebruikte NOEC waarde. Uit het onderzoek door Beim & Beim komen vital concentrations die lager zijn dan de NOEC waardes zoals die door Gilda Dell'Ambrogio & Wong (2019) zijn gebruikt bij het afleiden van de PNEC. Voor *D. magna* (watervlo) werd een "vital concentration" van 0,01 mg/L afgeleid.

² Technical Guidance Document on Risk Assessment

³ Probit analyse

Voor *S. quadricauda* (Alg) werd ook een “vital concentration” van 0,01 mg/L afgeleid. Voor *P. phoxinus* L. (vis) werd een “vital concentration” van 0,5 afgeleid. Wanneer deze “vital concentration” worden geïnterpreteerd als NOEC waardes kan met deze gegevens een PNEC worden afgeleid. Met toepassing van een beoordelingsfactor van 10 wordt dit een PNEC van 0,001 mg/L.

Aangezien de methodiek in het onderzoek van Beim & Beim (1994) niet in detail is beschreven, het onderzoek inmiddels 26 jaar oud is en de gemeten eindpunten niet duidelijk zijn gespecificeerd wordt de PNEC van 0,001 mg/L niet als een betrouwbare waarde gezien (Harford et al., 2011). Een betrouwbare waarde wordt verkregen wanneer de, op het moment gangbare methodiek wordt gevolgd zoals door Gilda Dell’Ambrogio & Wong (2019) is gedaan. De PNEC wordt dan afgeleid op basis van de beschikbare NOEC waardes. Deze waardes komen uit recentere onderzoeken waarin de methodiek beter is beschreven en de uitkomsten betrouwbaarder zijn. Deze methodiek leidt tot een PNEC van 0,05 mg/L. Deze waarde kan worden geïnterpreteerd als een betrouwbare PNEC; de waarde waaronder geen effect wordt verwacht van anionische polyacrylamide op aquatische soorten.

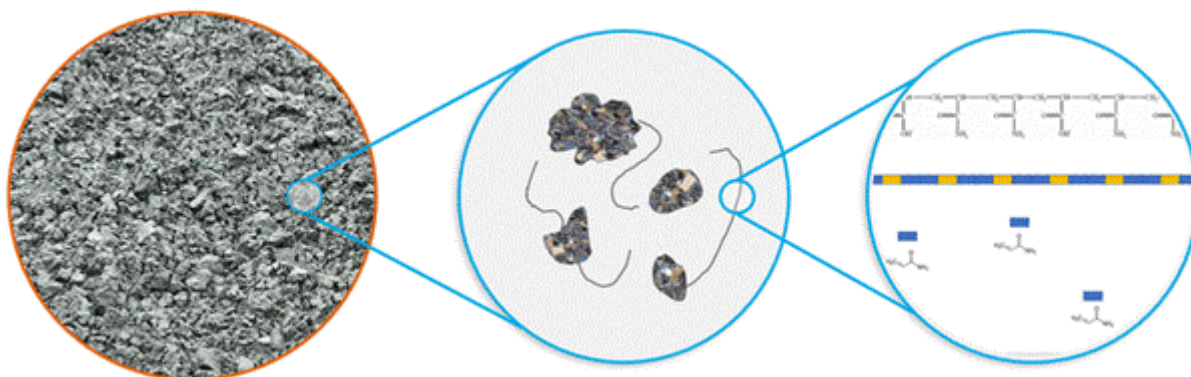
2.5 Chemische analyses

Polyacrylamide is niet een eenduidige stof, maar bestaat uit ketens met verschillende molecuullengte. Hierdoor is polyacrylamide minder makkelijk te analyseren. De meest gebruikte manier om de concentratie polyacrylamide te meten is de zetmeel-cadmium-iodide methode, waarbij de amide-groep wordt aangetoond door middel van verkleuring (Nyyssölä & Ahlgren, 2019b). De verkleuring wordt vervolgens vergeleken met een ijklijn via spectrofotometrie. Voor grond is deze methode niet geschikt omdat grond geen licht doorlaat.

Een dergelijke methode is voor water bruikbaar onder gecontroleerde omstandigheden tijdens een laboratoriumonderzoek. Dit geldt ook voor andere indirecte methoden om polyacrylamide te meten, zoals bijvoorbeeld op basis op viscositeit, totaal organisch koolstof, troebelheid of een amide-gevoelige elektrode (Joshi & Abed, 2017). Voor milieuomstandigheden waarbij invloed is van (veel) achtergrondruis ten opzichte van de toegepaste concentraties is er geen geschikte methode bekend om de hoeveelheid van polyacrylamide in de grond of het water te analyseren. Dit is de reden waarom de meeste onderzoeken zich met betrekking tot polyacrylamide richten op het vrijkomen van acrylamide, wat wel goed en eenduidig analyseerbaar is.

2.6 Nevenverontreinigingen

Van polyacrylamide is bekend dat het acrylamide als nevenverontreiniging kan bevatten. Acrylamide wordt gebruikt bij het productieproces van polyacrylamide, en het is vrijwel onmogelijk om 100% polyacrylamide te maken. Om het residuele acrylamide te verwijderen kan een zogenaamde “burn-off” toegepast worden. Dit kan vooral gebruikt worden bij de waterige oplossingen en emulsies, maar niet voor de vaste vorm. Bij de vaste vorm is het moeilijk om een residuele concentratie van minder dan 100 ppm ($100 \text{ mg/kg} = 0,1 \text{ g/kg} = 0,01\%$) te bereiken. Verwachte residuele concentraties van acrylamide in polyacrylamide zijn 200-300 ppm (0,02-0,03%) (CIR expert panel, 2005; Touzé et al., 2015). Omdat acrylamide een substance of very high concern is (zeer zorgwekkende stof), moet het gehalte acrylamide in polyacrylamide minder zijn dan 0,1% in de Europese Unie.



Afbeelding B.3 Schematische weergave polyacrylamide (geel-blauw) en acrylamide (losse blauwe blokjes) in granuliet

In afbeelding B.3 is de (mogelijke) aanwezigheid van acrylamide in granuliet schematisch weergegeven. De blauw-gele lijnen zijn de polyacrylamide moleculen, welke de granulietdeeltjes samenbinden. Naast de polyacrylamide moleculen (welke deels uit acrylamide (blauw) bestaan en deels uit acrylaat (geel)) bevinden zich losse acrylamide moleculen, in een hoeveelheid van circa 0,03% in polyacrylamide (CIR expert panel, 2005; Touzé et al., 2015). Bij een dosering van circa 130 mg/kg d.s. polyacrylamide in granuliet zou dit theoretisch kunnen resulteren in een concentratie vrij acrylamide van ongeveer 40 µg/kg droge stof (d.s.).

Bij onderzoek naar het gebruik van polyacrylamide bij een zand en grindwinning in Frankrijk (Touzé et al., 2015) is gekeken naar het vrijkomen van acrylamide in de praktijk. Bij deze winning werd 350-700 gram polyacrylamide per ton fijn materiaal gebruikt (bij het granuliet is de dosering een factor 3 tot 6 lager). In het waswater (recycling loop) werd 1-4 µg/l acrylamide gemeten. Dit kwam redelijk overeen met de berekende hoeveelheid van 3,6 µg/l (bij een concentratie acrylamide in polyacrylamide van 300 mg/kg). De residuele hoeveelheid acrylamide in het afgescheiden materiaal (vaste stof) was 2-26 µg/kg in het recente materiaal en 4-6 µg/kg in materiaal van 2 jaar oud. Daarnaast zijn gehalten acrylamide in het polyacrylamide zelf gemeten van 141 en 246 mg/kg (fabrikant gaf aan; 295-340 mg/kg).

De in dit artikel toegepaste hoeveelheden flocculant liggen hoger dan wat bij het granuliet wordt toegepast (ca 100 mg/kg polyacrylamide o.b.v. nat gewicht, ca 130 mg/kg o.b.v. droog gewicht). In 2019 heeft GIB onderzoek laten uitvoeren naar de aanwezigheid van acrylamide in het polyacrylamide wat zij gebruiken, en in een tweetal granulietmonsters. In alle drie de monsters is acrylamide niet boven de detectiegrens aangetroffen. Deze was 10 mg/kg (10 ppm = 0,001%) voor zowel het granuliet als voor de flocculant. Dit ligt ruim onder de 0,03% die over het algemeen wordt aangegeven voor polyacrylamide. Wel gaf de analyse de aanwezigheid van verschillende verzadigde koolwaterstoffen (wax) aan (Mommers, John; Snijkers, 2019).

Op basis van literatuuronderzoek zou het kunnen dat er mogelijk meetbare gehalten acrylamide in water en in slib/granuliet aanwezig zijn. De gehalten liggen dan rond of onder de detectiegrens liggen (0,1 µg/l in water en 10 µg/kg in grond). De metingen in opdracht van GIB geven aan dat er waarschijnlijk geen meetbare gehalten in het milieu aan zullen worden getroffen. Dit dient in het tijdens het verificatie- en praktijkonderzoek geverifieerd te worden.

In de literatuur worden ook nog andere mogelijke nevenverontreinigingen genoemd in anionisch polyacrylamide, waaronder isobutyronitril (Murgatroyd et al., 1996) en hydroxypropionitril, wat een mogelijke nevenverontreiniging in de grondstof acrylamide is (Rijs et al., 1999; Murgatroyd et al., 1996), net als acrylonitril (Tepe & Çebi, 2019). De verwachting is dat deze verbindingen niet meetbaar aanwezig zijn in het granuliet, vanwege de lage concentraties (nevenverontreiniging van een nevenverontreiniging), hoge mobiliteit, snelle afbreekbaarheid en hoge detectiegrenzen.

2.7 Samenvatting polyacrylamide

- Bij het afscheiden van granuliet uit de waterfase wordt gebruik gemaakt van anionisch polyacrylamide. Anionisch polyacrylamide is minder toxisch dan kationisch polyacrylamide. Mogelijke toxische effecten komen voort uit de fysische effecten (samenklittende werking) en/of door nevenverontreiniging met acrylamide.
- Uit de literatuur komt naar voren dat in polyacrylamide tot 0,03% acrylamide aanwezig kan zijn.
- Polyacrylamide kan afbreken in het milieu waarbij kortere ketens vrijkomen. Het vrijkomen van acrylamide is mogelijk, maar wordt niet waargenomen bij aerobe afbraak. Er is wel een aantal literatuurartikelen waarin gesproken wordt over ophoping van acrylamide in een anaerobe reactor onder geoptimaliseerde omstandigheden. Vorming van acrylamide onder milieuomstandigheden is hierdoor niet uit te sluiten, indien het optreedt, is de verwachting dat dit langzaam is vanwege de lagere temperaturen en geen optimale omstandigheden.
- Voor humane toxicologie zijn geen toetsingswaarden bekend voor polyacrylamide. Het wordt meestal beoordeeld aan de hand van de toxiciteit van de nevenverontreiniging acrylamide.
- De laagste relevante EC50 waarde is 14,6 mg/l voor algen (96u, anionische polyacrylamide op waterbasis). De laagste relevante NOEC waarde is 0,5 mg/L (32d, anionische polyacrylamide).
- Voor ecotoxicologie wordt een PNEC (predicted no effect concentration) aangehouden van 0,05 mg/l (50 µg/l).

3. ACRYLAMIDE

3.1 Algemene omschrijving

De belangrijkste toepassing van acrylamide in Europa is in de productie van polyacrylamides. In Europa wordt jaarlijks 150.000 – 200.000 ton acrylamide geproduceerd (EC, 2012), waarvan meer dan 99% gebruikt wordt voor de productie van polyacrylamides.

Acrylamide ontstaat daarnaast bij het bereiden van bepaalde typen voedsel bij temperaturen boven 120 °C en bij lage vochtigheid. De hoogste gehalten acrylamide worden gevonden in koffie, koffievervangers en in gefrituurde aardappelproducten (EFSA, 2015). Voedsel is de belangrijkste blootstellingsroute voor de mens voor acrylamide. Acrylamide is geclassificeerd als zeer zorgwekkende stof (SVHC in REACH) vanwege de CMR-eigenschappen (carcinogeen, mutageen en reproductie).

Zoals eerder genoemd kan acrylamide op twee manieren een aandachtspunt zijn bij het gebruik van polyacrylamide als flocculant; (1) het is nog als nevenverontreiniging van de productie aanwezig in het polyacrylamide en (2) het kan mogelijk ontstaan bij de afbraak van polyacrylamide.

Hieronder wordt de beschikbare informatie over acrylamide verder besproken.

3.2 Fysische en chemische eigenschappen

Tabel B.5 Fysische en chemische eigenschappen acrylamide (EPI Suite, pubchem) (ECHA, 2011)

Eigenschap	Waarde
CAS-nummer	79-06-1
Molmassa	71,08 gram per mol
Oplosbaarheid	390.000 mg/l (390 g/l) bij 25 °C
Smeltpunt	84,5 °C
Kookpunt	192,6 °C
Log Kow (verdeling coëfficiënt octanol/water)	-0,67
Dampdruk	0,007 mm Hg
Henry constante	1,7 x 10 ⁻⁹ atm.m ³ /mol
Reactiesnelheid hydroxylradicalen	3,3 x 10 ⁹ M ⁻¹ s ⁻¹

De fysische en chemische eigenschappen van acrylamide geven aan dat acrylamide goed oplosbaar is in water. Het adsorbeert niet of nauwelijks aan grond vanwege de lage Log K_{ow} (de log K_{ow} geeft de verdeling van de verbinding over octanol en water aan. Hoe meer de verbinding in octanol gaat zitten, hoe meer de verwachting is dat de verbinding in de bodem aan organische stof bindt. Dit is hier niet het geval).

Daarnaast is de dampdruk laag (lage vervluchtiging) en de oplosbaarheid hoog. Deze twee tezamen resulteren in een lage Henryconstante, wat de verdeling over lucht en water aangeeft. Acrylamide is dus niet vluchtig en vervluchtigt ook niet vanuit water.

In de tabel is ook de reactiesnelheid met hydroxylradicalen weergegeven. Deze is hoog, en geeft aan dat acrylamide gemakkelijk geoxideerd kan worden.

3.3 Gedrag in het milieu

Sorptie en mobiliteit

Door de hoge oplosbaarheid en de lage adsorptie aan de bodem is acrylamide zeer mobiel in het milieu. Indien aanwezig zal het makkelijk uit het granuliet / polyacrylamide kunnen oplossen in het omringende water. Het hecht niet aan bodemdeeltjes en zal met de grondwater- of oppervlaktewaterstroming meebewegen.

Een mogelijke beperking van het oplossen van acrylamide vanuit het polyacrylamide en het granuliet zou kunnen zijn dat polyacrylamide grote vlokken vormt, waar weinig beweging van water in plaatsvindt.

Afbraak acrylamide

Meerdere studies geven aan dat acrylamide in bodem, sediment en watersystemen kan worden afgebroken tot ammonium en acrylzuur, wat vervolgens afbreekt tot koolstofdioxide en water, in een periode van dagen tot maanden (Joshi & Abed, 2017; Xiong et al., 2018). In watersystemen treedt afbraak op binnen twee weken. Daarentegen duurt de afbraak van acrylamide in kraanwater langer, tot enkele maanden (Xiong et al., 2018), wat waarschijnlijk komt door het desinfectieproces van drinkwater (Tepe & Çebi, 2019). Bij het project Over de Maas is in de verschillende metingen voorafgaande aan het onderzoek geen acrylamide aangetoond. Dit kan komen doordat eventuele aanwezige acrylamide snel afbreekt in het milieu, of omdat het niet aanwezig is.

Over het algemeen staat acrylamide bekend als goed afbreekbaar, vooral onder aerobe omstandigheden.

Onder anaerobe omstandigheden zijn de resultaten wisselend (Howard, 1989).

3.4 Toxiciteit

Omschrijving en context

Een belangrijke bron van blootstelling van de mens aan acrylamide is vanwege inname van voedsel. De EFSA (European Food and Safety Authority) heeft in 2015 een evaluatie van acrylamide uitgevoerd, waarbij de effecten in de mens uitgebreid zijn geëvalueerd (EFSA, 2015).

Bestaande toetsingswaarden acrylamide

Voor acrylamide zijn in Nederland weinig toetsingswaarden afgeleid. Er zijn geen toetsingswaarden afgeleid voor grond, sediment en grondwater. In het RIVM-zoekstelsel staan de volgende toetsingswaarden vermeld:

Tabel B.6 Toetsingswaarden acrylamide in RIVM-zoekstelsel

Norm	Acrylamide (79-06-1)
Lucht indicatief MTR (maximaal toelaatbaar risico)	0,6 µg/m ³
Lucht indicatief VR (verwaarloosbaar risico)	0,006 µg/m ³
Grenswaarde werknemer, TGG 8 uur (tijdgewogen gemiddelde)	0,1 mg/m ³
Aanduiding	H (opname via de huid)
Drinkwaterkwaliteitseis	0,10 µg/l

Toxiciteitsmechanisme

Het monomeer Acrylamide is een giftige, reprotoxische, carcinogene en neurotoxische stof (Exon, 2006; McCollister, Oyen, & Rowe, 1964; Spencer & Schaumburg, 1974). De stof kan worden opgenomen door inname, inademing of huidcontact en verspreidt zich vervolgens in het lichaam. In tegenstelling tot polyacrylamide kan acrylamide wel celmembranen passeren. Over de modus van neurotoxiciteit bestaat nog geen volledige consensus. Zo wordt onder andere een mechanisme voorgesteld waarbij bepaalde eiwitten die belangrijk zijn bij signaaloverdracht in de zenuwen worden gehinderd door acrylamide.

Ook wordt geopperd dat het mogelijk komt doordat acrylamide de membraanfusie aan de zenuwuiteinden hindert. De toxiciteitsmodus van acrylamide wordt zeer uitgebreid besproken in een review paper door J.H. Exon (2006). Voor gedetailleerde informatie over de mechanismen achter de verschillende vormen van toxiciteit wordt naar deze paper verwezen.

Humane toxiciteit

Acrylamide kan in het menselijk lichaam opgenomen worden door inname (via lucht, drinken en voedsel) of via de huid. De grootste bijdrage aan blootstelling van acrylamide voor de mens vindt plaats via voedsel.

Omdat acrylamide kankerverwekkend is (carcinogeen type 1B; kan kanker verwekken), is geen waarde voor de toelaatbare dagelijkse inname afgeleid (TDI). In het geval van kankerverwekkende stoffen wordt gerekend met een Margin of Exposure (MOE) ten opzichte van een BenchMark Dose Limit (BMDL). Hieruit volgt hoe ver de inname af staat van het niveau waarop wel effect wordt gemeten. Over het algemeen wordt een MOE van 10.000 of meer als veilig beschouwd in het geval van kankerverwekkende stoffen en 100 in het geval van niet-kankerverwekkende stoffen, hoe hoger de MOE dus is, hoe beter.

Door de EFSA is een BMDL₁₀ afgeleid van 0,43 mg/kg lg/dag⁴ (430 µg/kg lg/dag) voor perifere neuropathie (schade aan de zenuwen aan de randen van de hersenen en ruggenmerg) in ratten en 0,17 mg/kg lg/dag (170 µg/kg lg/dag) voor neoplastische effecten (abnormale groei) in muizen.

Inname via voedsel

Acrylamide bioaccumuleert niet, daardoor is inname via vis geen belangrijke blootstellingsroute. De inname van acrylamide door mensen via ander voedsel (o.a. koffie, koek, gefrituurde aardappelproducten) is wel een belangrijk aandachtspunt. De inname wordt ingeschat op een mediane waarde (50% van de mensen neemt meer in, 50% van de mensen neemt minder in) van 0,4 tot 1,9 µg/kg lg/dag en een 95 percentiel waarde van 0,6 tot 3,4 µg/kg lg/dag (95% van de mensen neemt minder in, 5% neemt meer in). Dit komt neer op een margin of exposure van 425 tot 89 voor de mediane inname en 283-50 voor de 95 percentiel inname ten opzichte van de laagste BMDL₁₀. Deze MOE's zijn ruim lager dan een MOE van 10.000 wat als veilig wordt beschouwd, daardoor is de inname van acrylamide door middel van voedsel een aandachtspunt.

Inname via drinkwater

Bij berekeningen van toetsingswaarden voor drinkwater wordt altijd gerekend met een inname van 2 liter drinkwater per dag, voor een persoon van 70 kg. Bij een toetsingswaarde van 0,1 µg/l voor drinkwater, komt dit neer op een inname van 0,0028 µg/kg lg/dag, dit ligt een factor 59500 lager dan de laagste BMDL₁₀ hierboven beschreven. Deze MOE is ruim hoger dan 10.000, en wordt daarom als veilig beschouwd.

Opname via de huid

Van acrylamide is bekend dat het via de huid opgenomen kan worden. In het geval van hoge concentraties (op de werkplek) is een dermale blootstelling meer significant dan inhalatie (vanwege de lage vluchtigheid van acrylamide). Onder andere omstandigheden is inname via voedsel de meest belangrijke blootstellingsroute.

Ecotoxiciteit

Van acrylamide is een grote hoeveelheid aan ecotoxicologische data beschikbaar. In totaal zijn toxiciteitsgegevens beschikbaar van 13 verschillende zoetwater organismen verdeeld over vier soortgroepen. Er is data beschikbaar voor acute toxiciteit (24 en 48 uur) en chronische toxiciteit (96 uur tot 33 dagen).

De laagst gemeten LC₅₀ waarde is 27,7 mg/l. Dit betrof een 24 uur test met vis embryo's. De laagste NOEC waarde in de wetenschappelijke literatuur betreft 5,2 mg/l. Dit betrof een chronische (33 dagen) toxiciteitstest met vis embryo's. De hoogste LC₅₀ waarde is 570 mg/l. Dit betrof een acute toxiciteitstest (24u) met larven van dansmuggen.

⁴ mg/kg lg/dag = milligram per kilogram lichaamsgewicht per dag

In tabel B.7 is een samenvatting gegeven van de meest relevante EC50 en LC50 waarden voor Acrylamide/ 2-propenamide. Voor een uitgebreide weergave van de beschikbare EC50 en LC50 waarden wordt verwezen naar Sub bijlage B.2.

Tabel B.7 samenvatting van de meest relevante EC50 en LC50 waarden voor Acrylamide/ 2-propenamide.

Soort	Artikel	Soortgroep	EC ₅₀ (mg/L)	LC ₅₀ (mg/L)
<i>Daphnia magna</i> (48u)	(Krautter et al., 1986)	Watervlooien	98	160
<i>Lepomis macrochirus</i> (96u)		Vissen (volwassen)	85	100
<i>Danio rerio</i> (24u)	(Lee et al., 2014)	Vissen (embryo)		27,69
<i>Selenastrum capricornutum</i> (72u)	(SEPC, 1997)	Algen	33,85	

De hoogste NOEC waarde is 60 mg/l. Deze NOEC gold zowel voor watervlooien als dansmuglarven in een 48 uren toxiciteitstest. De laagste waarde waarbij onder gecontroleerde omstandigheden in een laboratorium een effect werd gemeten van acrylamide is 13,2 mg/l. Dit betrof een beperking van de groei van visembryo's.

Onder niet gecontroleerde omstandigheden zijn lagere effectconcentraties bekend. In een onderzoek uitgevoerd door Brown, Rhead, Hill, & Bancroft (1982) werd in veldstudies, na een dosering van ongeveer 0,04 mg/l gedurende 6h, een afname gezien in de soortdiversiteit en populatiegrootte van aquatische insecten. Het feit dat in deze studie een groot aantal parameters niet gecontroleerd werd die wel een effect kunnen hebben of overleving en mogelijk ook toxiciteit (b.v. voedselbeschikbaarheid, aanwezigheid van predatoren, watertemperatuur, stofgradiënten etc.) is het lastig om dit onderzoek te vergelijken met de laboratorium toetsen (Krautter et al., 1986).

In tabel B.8 is een samenvatting gegeven van de meest relevante NOEC en LOEC waarden voor Acrylamide/ 2-propenamide. Voor een uitgebreide weergave van de beschikbare NOEC en LOEC waarden wordt verwezen naar Sub bijlage B.2.

Tabel B.8 Samenvatting van de meest relevante NOEC en LOEC waarden voor Acrylamide/ 2-propenamide.

Soort	Artikel	Soortgroep	LOEC (mg/L)	NOEC (mg/L)
<i>Pimephales promelas</i> (33d)	(Call & Geiger, 1992)	Vissen (meerdere levensstadia)	13,2 (7,55 – 18,9) ^g	5,2 (2,86 – 7,55) ^g
<i>Mysidopsis bahia</i> (28d)	(Spingborn Bionomics, 1985)	Invertebraten (zoutwater)		2,04
Alg (niet gespecificeerd)	(SEPC, 1997)	Algen		16

De letters g, b, l, s, en h achter de LOEC en NOEC-waarden staan respectievelijk voor de effecten gewicht (groei), gedrag, lengte (groei), sterfte en hatching (uitkomen van eieren).

Verwachte concentratie waarbij geen effect optreedt

In een rapport van de ECHA uit 2002 wordt voor acrylamide een PNEC afgeleid. De volledige literatuurstudie die aan dit risicorapport is voorafgegaan stamt uit 1995. Tussen 1995 en 2002 is daar nog data aan toegevoegd uit specifieke zoekopdrachten en het doornemen van verschillende relevante bronnen (European Chemicals Bureau, 2002). Dit rapport gaat uit van de volgende gegevens:

- Laagste LC50 voor vissen van 100 mg/L (96u, *Lepomis macrochirus*) (Krautter et al., 1986).
- Laagste EC50 voor watervlooien van 98 mg/L (48u, *Daphnia magna*) (Krautter et al., 1986).
- Laagste EC50 voor algen van 33,85 mg/L (72u, *Selenastrum capricornutum*) (SEPC, 1997).
- Laagste NOEC voor invertebraten (zoutwater) van 2,04 mg/L (28d, *Mysidopsis bahia*) (Spingborn Bionomics, 1985).
- Laagste NOEC voor algen van 16 mg/L (72u⁵) (SEPC, 1997).

⁵ Voor algen wordt vanwege de snelle reproductie een 72u test gezien als chronisch.

Er wordt geconcludeerd dat acute toxiciteitsgegevens voor drie trofische niveaus beschikbaar zijn en chronische NOEC waarden voor een zoetwater alg. Omdat er geen chronische toxiciteitsdata voorhanden is voor vissen en watervlooien wordt een beoordelingsfactor van 1000 toegepast op de laagste waarde van de acute toxiciteitsgegevens. Dit geeft een PNEC van 0,034 mg/L voor acrylamide, gebaseerd op de 72u test met zoetwater algen. In het registratiedossier van acrylamide wordt 0,032 mg/L waarde gehanteerd als de PNEC voor zoetwaterorganismen⁶.

Er is tot op heden geen brede consensus over de vraag of toxiciteitsgegevens voor zoutwater organismen relevant zijn voor het bepalen van PNEC waarden in zoetwater systemen. Om dit te ondervangen is er in het ECHA rapport voor gekozen twee PNEC waarden af te leiden: één op basis van de gegevens van alleen zoetwater organismen en één op basis van de gegevens van zowel zoet- als zoutwater organismen.

Wanneer zoutwater data worden meegenomen kan de PNEC wel worden afgeleid op basis van chronische testen met de zoetwater alg en de zoutwater invertebraat. Op de laagste waarde wordt dan een beoordelingsfactor van 100 toegepast omdat de meest gevoelige soort in de chronische testen niet overeenkomt met de meest gevoelige soort in de acute testen. Wanneer de PNEC op deze manier wordt afgeleid wordt het 0,02 mg/L op basis van de chronische test met *Mysidopsis bahia*.

Aangezien de PNEC die is afgeleid op basis van een combinatie van gegevens van zoet- en zoutwater organismen lager is dan die op basis van alleen zoetwater organismen wordt deze eerste van 0,02 mg/L gebruikt voor risico karakterisering in het rapport (European Chemicals Bureau, 2002).

Na 2002 is nog een drietal papers uitgekomen waar acute toxiciteitswaarden voor vissen en algen uit worden afgeleid. Dit betreft een 96u LC50 van 304,22 mg/L voor visembryo's en 298,53 mg/L voor vislarven (*D. rerio*, Fei, Song, & Gao, 2010). In een paper van Lee et al. (2014) wordt een 24u LC50 afgeleid van 27,69 mg/L voor visembryo's (*D. rerio*). Voor algen wordt in een paper van Kusk, Christensen, & Nyholm (2018) een EC50 afgeleid van 324,0 mg/L (*Pseudokirchneriella subcapitata*).

Als deze data worden gebruikt om een PNEC te berekenen volgt de volgende redentatie: Er is alleen additionele acute data beschikbaar, geen chronische data. Er is (nog steeds) geen chronische toxiciteitsdata voorhanden voor vissen en watervlooien dus wordt een beoordelingsfactor van 1000 toegepast op de laagste acute toxiciteitsgegevens. Dit geeft dan een PNEC van 0,03 mg/L gebaseerd op de 24u test met *D. rerio*.

Aangezien deze waarde hoger is dan die uit het ECHA rapport wordt voor acrylamide uitgegaan van de PNEC van 0,02 mg/L die is afgeleid door de ECHA (European Chemicals Bureau, 2002).

3.5 Samenvatting acrylamide

- Acrylamide kan als nevenverontreiniging in polyacrylamide voorkomen, of een afbraakproduct zijn van het polyacrylamide.
- Acrylamide is een zeer zorgwekkende stof en kan voorkomen in voedsel, bijvoorbeeld koffie of gefrituurde producten.
- Acrylamide lost zeer goed op, adsorbeert niet aan de bodem en breekt in het algemeen in het milieu in enkele dagen tot maanden af met als eindproducten koolstofdioxide en water.
- Voor acrylamide zijn weinig toetsingswaarden bekend, de drinkwatertoetsingswaarde is beschermend voor de mens.
- Als PNEC voor ecotoxiciteit wordt een waarde van 0,02 mg/l (20 µg/l) aangehouden.

⁶ <https://echa.europa.eu/nl/registration-dossier/-/registered-dossier/15534/6/2/6>

4. BARIUM

4.1 Algemene omschrijving

Het barium wat in het granuliet is gemeten heeft een natuurlijke oorsprong en is afkomstig uit de gesteenten die worden gebruikt in het proces waarbij granuliet ontstaat. Het barium is in het gesteente aanwezig in gesteentevormende mineralen, afhankelijk van de milieumomstandigheden kunnen deze minerale verweren en kan barium in oplossing gaan.

Barium komt veel voor in het milieu, de bovenste laag van de aarde bevat tot 0,05% barium (Verbruggen, Smit, & van Vlaardingen, 2020), de meest voorkomende bariummineralen zijn bariet (barium sulfaat) en witheriet (barium carbonaat). Barium wordt gebruikt voor verschillende toepassingen, waaronder als boorvloeistof in de olie en gasindustrie, voor de productie van keramiek, verf, steen, tegels, glas, rubber, pigment en meerdere andere toepassingen (Verbruggen et al., 2020).

Voor de productie van het granuliet worden twee soorten gesteenten gebruikt. Barium kan in beide gesteenten aanwezig zijn. Barium komt op veel plaatsen in de natuur voor. Het kan dan voorkomen in mineralen, zo kan Ba^{2+} de K^+ vervangen in kaliveldspaten (Na,K-veldspaten) of het calcium in plagioklaas (een van de Na,Ca-veldspaten). Verder komen in de natuur "echte" barium-veldspaten voor zoals celsian ($BaAl_2Si_2O_8$). Dit mineraal is echter zeer zeldzaam en er zijn geen aanwijzingen dat dit in de verwerkte gesteentesoorten voorkomt.

4.2 Fysische en chemische eigenschappen

In metallische vorm zou barium een geelzilver metaal zijn, met een soortelijk gewicht van 3,5 kg/liter. Het oxideert zeer gemakkelijk, waardoor het niet in metallische vorm voorkomt, in het milieu komt het als het tweewaardige kation voor, in combinatie met andere elementen.

Tabel B.9 Fysische en chemische eigenschappen barium (EPI Suite, pubchem)

Eigenschap	Waarde
Molmassa	137,3 g/mol
Smeltpunt	725 °C
Kookpunt	1640 °C

4.3 Gedrag in het milieu

Barium komt in de natuur voor in de belangrijkste bariummineralen bariet ($BaSO_4$), witheriet ($BaCO_3$) en sansborniet ($BaSi_2O_5$). Verwerking van steen en mineralen kan er voor zorgen dat er barium vrijkomt in het milieu. Daarnaast kan barium vrijkomen door bodemtoevoegingen, meststoffen, en door industriële bronnen. Hierdoor is in het milieu een achtergrondconcentratie barium waarneembaar.

De verschijningsvorm van barium is afhankelijk van de milieumomstandigheden (bijvoorbeeld of er veel sulfaat aanwezig is, of de hardheid van het water). Indien barium aanwezig is in Maaswater (aeroob water, sulfaathoudend), slaat een deel van het barium neer als bariet. Het overgrote deel van het barium komt voor in de vorm van opgelost barium (Ba^{2+}).

Dieper in de plas komen mogelijk anaerobe omstandigheden voor, waarbij het sulfaat gereduceerd is. Dit kan effect hebben op de verschijningsvorm van het barium, waarbij bariet oplost.

4.4 Toxiciteit

Toetsingswaarden barium

Voor barium zijn toetsingswaarden opgenomen in het RIVM zoekstelsel. Recentelijk is een herevaluatie van de milieukwaliteitswaarden van barium uitgevoerd vanwege nieuwe waarden voor de toelaatbare dagelijkse inname, nieuwe bioaccumulatiewaarden en een nieuwe methode voor doorvergiftiging. De recent afgeleide milieukwaliteitswaarden zijn tevens weergegeven in de tabel (Osté & Altena, 2019; Verbruggen et al., 2020).

De jaargemiddelde en maximale aanvaardbare milieukwaliteitswaarden zijn hoger dan eerder afgeleid, onder andere door de hogere waarden voor de toelaatbare dagelijkse inname. In de tabel zijn geen interventiewaarden voor barium opgenomen. Deze lagen op 625 mg/kg d.s. voor waterbodembodem en 920 mg/kg d.s. voor landbodembodem. Deze normen zijn ingetrokken omdat gebleken is dat de interventiewaarde voor barium lager kan zijn dan het achtergrondgehalte van barium dat van nature voorkomt (m.u.v. antropogene beïnvloeding).

Tabel B.10 Normen barium volgens het RIVM-zoekstelsel (oude waarden) en recente waarden volgens (Osté & Altena, 2019; Verbruggen et al., 2020).

Norm	Barium (7440-39-3) Oude waarden	Barium (7440-39-3) Recente waarden
Landoppervlaktewater achtergrondconcentratie (opgelost)	73 µg/l	22 µg/l
Landoppervlaktewateren wettelijk JG-MKN ⁷	73 µg/l	93 µg/l*
Landoppervlaktewateren wettelijk MAC-MKN ⁸	148 µg/l	1,1 mg/l*
Oppervlaktewater gericht op drinkwaterbereiding (gericht op waterbeheerder en drinkwaterbedrijf)	200 µg/l	
Sediment MTR ⁹ (standaard sediment, 10% organische stof)	200 mg/kg d.s.	
Sediment VR (verwaarloosbaar risico)	160 mg/kg d.s.	
Grond VR (verwaarloosbaar risico)	160 mg/kg d.s.	
Grondwater ondiep landelijke achtergrondconcentratie	50 µg/l	
Grondwater streefwaarde ondiep	50 µg/l	
Grondwater diep landelijke achtergrondconcentratie	200 µg/l	
Grondwater streefwaarde diep	200 µg/l	
Grondwater interventiewaarde	625 µg/l	

* Waarde voorgesteld in (Verbruggen et al., 2020)

Toxiciteitsmechanisme

Barium is het meest toxisch wanneer het is opgelost in water. De toxiciteit van barium komt voort uit het feit dat de stof bij dierlijke cellen voorkomt dat kalium de cel kan verlaten via het kalium kanaal. Hierdoor wordt de passieve uitstroming van kalium naar buiten de cel geblokkeerd met een significante afname van kalium concentraties in het bloed tot gevolg (EPA, 2005; Moffet et al., 2007). Dit kan leiden tot spierversval, verlamming en hartritmestoornissen.

⁷ JG-MKN: Jaargemiddelde - milieukwaliteitsnorm

⁸ MAC-MKN: Maximaal aanvaardbare concentratie - milieukwaliteitsnorm

⁹ MTR: Maximaal toelaatbaar risico

Barium heeft de potentie tot minimale bioaccumulatie in weefsel van aquatische organismen. Botten, lever en huid zijn de meest prominente plekken waar barium zich ophoopt in amfibieën (Marques et al., 2011). Waar barium ophoopt in botten is dit als gevolg van het feit dat barium de plek van calcium inneemt in bot structuren. In vis hoopt barium voornamelijk op in de milt (Le Guernic et al., 2016) nieren en kieuwen (Gagnaire et al., 2015).

Voor een uitgebreide beschrijving van de bioaccumulatie van barium in verschillende organismen wordt verwezen naar het rapport van het RIVM waarin de milieukwaliteitsnormen voor barium worden afgeleid (Verbruggen et al., 2020).

Tabel B.11 Samenvatting gegevens van alle data voor bioaccumulatie van Barium in aquatische organismen. Bron: (Verbruggen et al., 2020)

Soortgroep	Log BAF [L/kgwwt]	BAF
Vis (volledig)	1,77	59
Vis (spier)	0,740	4,5
Amfibieën	1,14	58,9
Schelpdieren	2,83	676,1
Crustaceeën	3,13	1349,0
Insecten	1,64	43,6
Zoöplankton	1,56	36,3
Fytoplankton	1,97	93,3
Plankton	1,66	45,7
Planten	3,03	1071,5

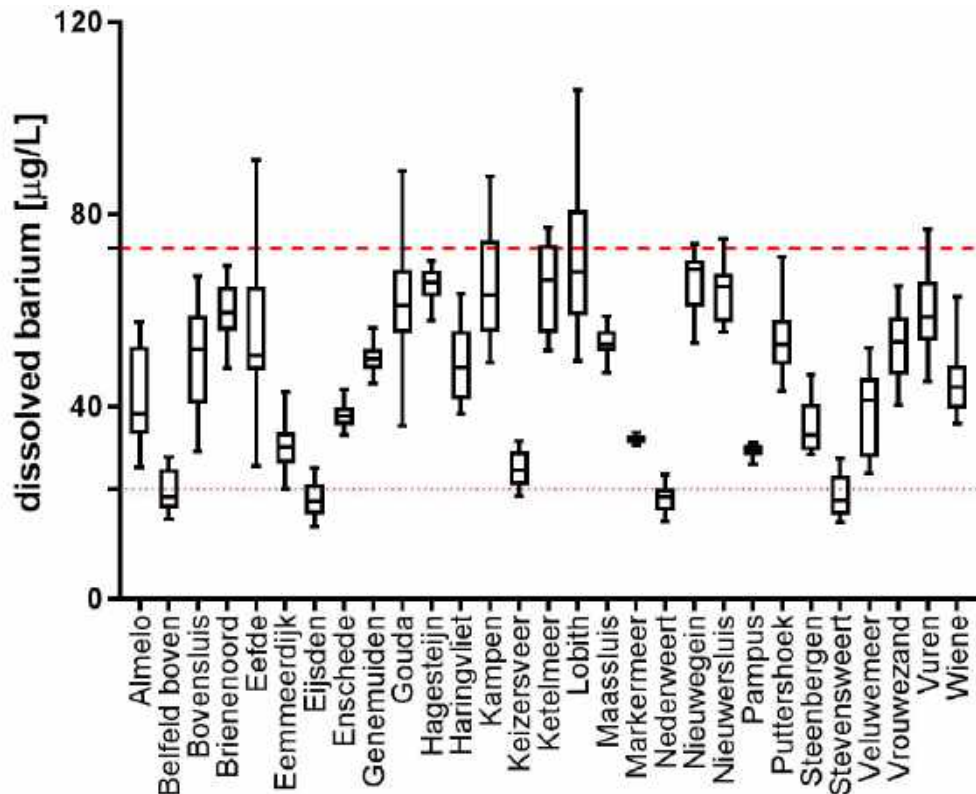
Humane toxiciteit

De toxiciteit van barium is ook voor de mens afhankelijk van de verschijningsvorm. De oplosbare vorm van barium is meer relevant voor humane toxiciteit dan onoplosbaar barium vanwege de betere absorptie in het lichaam. Voor barium werd bij de eerdere afleiding van de toetsingswaarden (de waarden aan de linkerkant in tabel B.10) gerekend met een Toelaatbare Dagelijkse Inname (TDI) van 20 µg/kg lg/dag (afgeleid in 1991). In 2012 is een nieuwe evaluatie uitgevoerd door de SCHER (Scientific Committee on Health and Environmental Risks of the European Commission), waarbij geconcludeerd werd dat er in de studie die als basis werd gebruikt voor de TDI belangrijke fouten zaten. Door de SCHER is in 2012 een TDI afgeleid die 10 x zo hoog lag (200 µg/kg lg/dag) (Verbruggen et al., 2020). Deze laatste TDI is ook in het rapport van Verbruggen gebruikt voor de verdere afleiding van de milieutoetsingswaarden (Verbruggen et al., 2020).

Ecotoxiciteit

Barium is een niet essentieel sporenelement met een wijdverspreide natuurlijke verspreiding. Natuurlijk voorkomend barium is een mix van zeven stabiele isotopen. Vanwege het natuurlijk voorkomen van barium is het belangrijk te weten wat de natuurlijk voorkomende achtergrondconcentraties zijn.

Tot voorkort was de officiële achtergrondconcentratie van barium in Nederlands oppervlaktewater 73 µg/l. Uit recent onderzoek blijkt dit een te hoge inschatting. De waarde van 73 µg/l was in 1998 afgeleid op basis van metingen in stedelijk gebied. Hierdoor waren de gemeten hoge concentraties mogelijk niet het gevolg van natuurlijk aanwezige barium concentraties maar van antropogene vervuiling. Er is zodoende in 2019 door Osté & Altena (2019) een nieuwe achtergrondconcentratie afgeleid op basis van het tiende percentiel (de laagste 10%) van de gemeten concentraties in Nederlands oppervlaktewater (Afbeelding B.4). Dit geeft wel aan dat op 90% van de locaties hogere waarden worden gemeten dan de bepaalde achtergrondwaarde van 22 µg/l. Van onderstaande locaties zijn weinig locaties in de Maas gelegen bovenstrooms van Over de Maas. Bij Eijsden komt de Maas Nederland binnen en worden relatief lage gehalten barium gemeten (rond de achtergrondwaarde van 22 µg/l).



Afbeelding B.4 Gemeten waarden van opgelost barium [$\mu\text{g Ba/L}$] in Nederlands oppervlaktewater in 2016. De boven- en onderzijde van de individuele doos vormen het 25^{ste} en 75^{ste} percentiel. De lijn in de doos is het gemiddelde en de uiteinden van de lijnen die uit de doos komen zijn minimum- en maximumwaarden. De bovenste gestippelde lijn geeft de oude achtergrondconcentratie weer van $73 \mu\text{g/L}$, de onderste gestippelde lijn geeft de nieuwe achtergrondconcentratie weer van $22 \mu\text{g/L}$. Bron: (Verbruggen et al., 2020)

Zoals eerder aangegeven is barium een stof die onder verschillende omstandigheden in meerdere hoedanigheden kan voorkomen in het milieu. Afhankelijk van de vorm waarin het voorkomt is het meer of minder beschikbaar voor de ecologie en is het ook meer of minder giftig. Er is een grote hoeveelheid ecotoxicologische data beschikbaar voor de toxiciteit van barium voor aquatisch organismen. Echter is een groot deel van deze data niet of nauwelijks bruikbaar voor het bepalen van ecologische effecten omdat de testcondities in laboratoriumtesten niet of nauwelijks vergelijkbaar zijn met een natuurlijke situatie in een ondiepe zoetwaterplas.

De laagst gemeten EC_{50} waarde voor gemeten barium concentraties in een ongefilterd medium is 11 mg/L (*Daphnia magna*, 48u) (Okamoto, Yamamuro, & Tatarazako, 2015). In deze studie waren zowel de hardheid als de sulfaatconcentraties hoger dan relevant kan worden geacht voor Nederlands oppervlaktewater. Dit kan erop duiden dat de toxiciteit hier wordt onderschat. Onder meer kritische condities, in afwezigheid van sulfaat werd door (Golding, McKnight, Binet, Adams, & Apte, 2018) een EC_{50} verkregen van 17 mg/L voor opgeloste barium (*Ceriodaphnia dubia*, 48u).

De laagst beschikbare EC_{10} waarde voor totaal barium concentraties in een ongefilterd, onbekend medium is $6,2 \text{ mg/L}$ (*Lemna minor*, 96u) (Wang, 1988). De daaropvolgende laagste waarde is $8,3 \text{ mg/L}$ voor ongefilterd water met hardheid en sulfaatconcentraties die als kritisch worden gezien voor Nederlandse oppervlaktewateren (*Ceriodaphnia dubia*, 7d). De daaropvolgende laagste waarde is $8,3 \text{ mg/L}$ voor ongefilterd water met hardheid en sulfaatconcentraties die als kritisch worden gezien voor Nederlandse oppervlaktewateren (*Ceriodaphnia dubia*, 7d) (Brix, Gerdes, & Grosell, 2010).

Een samenvatting van de relevante toxiciteitsgegevens voor barium zijn weergegeven in tabel B.12. Voor een uitgebreide weergave van de toxiciteitsgegevens van barium wordt verwezen naar het rapport van het RIVM waarin de milieukwaliteitsstandaarden voor barium worden afgeleid (Verbruggen et al., 2020, Appendix 1 &2).

Tabel B.12 Samenvatting van de geaccepteerde ecotoxiciteitsgegevens voor barium voor zoetwater organismen. Bron: (Verbruggen et al., 2020).

Soort	Soortgroep	Hardheid water [mg CaCO ₃ /L]	Sulfaat [mg/L]	Eindpunt	Waarde [mg/L]	Artikel en opmerkingen
Acute toxiciteit						
<i>Chlorella sp. 12</i>	Algen	80 – 90	0	EC50	240	(Golding et al., 2018) Opgelost
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>		110	98,7	EC50	>1,2	(ECHA, 2018) Opgelost, 1,1% remming van groeisnelheid
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Crustaceeën	80 – 90	0	EC50	17	(Golding et al., 2018) Opgelost
<i>Daphnia magna</i>		250	48,1	EC50	11	(Okamoto et al., 2015) Ongefilterd, geen andere gegevens beschikbaar.
<i>Hyalella azteca</i>		18	3,4	LC50	>1,1	(Borgmann, Couillard, Doyle, & Dixon, 2005) Opgelost 93% overleving
<i>Danio rerio</i>	Vissen	171 – 179	24	LC50	>3,5	(ECHA, 2018) Opgelost, geen sterfte
<i>Lemna minor</i>	Planten	54 – 78	2,8	EC50	95	(Wang, 1988) Ongefilterd laagste waarde in natuurlijk water met relevante hardheid en sulfaat concentraties en lage troebelheid.
Chronische toxiciteit						
<i>Chlorella sp. 12</i>	Algen	80 – 90	0	EC10	40	(Golding et al., 2018) Opgelost
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>		110	98,7	EC10	>1,2	(ECHA, 2018) Opgelost, 1,1% remming van groeisnelheid
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Crustaceeën	40	7,7	EC10	8,3	(Brix et al., 2010) Ongefilterd, geen andere gegevens beschikbaar.
<i>Danio rerio</i>	Vissen	164 – 182	24	NOEC	≥1,26	(ECHA, 2018) Opgelost
<i>Lemna minor</i>	Planten			EC10	6,2	(Wang, 1988) Ongefilterd, geen informatie over het test medium

Verwachte concentratie waarbij geen effect optreedt

Op basis van de representatieve studies voor Nederlands oppervlaktewater wordt in het rapport van het RIVM een MAC-QSfw, eco en een QS-fw, eco afgeleid. De term MAC-QSfw, eco staat voor "Maximum Acceptable Concentration – Quality Standard fresh water, ecology". Deze term wordt gebruikt om een maximum aanvaardbare concentratie in de waterkolom aan te duiden in relatie tot acute toxiciteit. De term QS-fw, eco staat voor "Quality Standard fresh water, ecology".

Deze term gebruikt om een kwaliteitsstandaard/ concentratie aan te geven voor een bepaalde stof waaronder geen effecten op aquatische zoetwaterorganismen worden verwacht. Wezenlijk komt deze waarde overeen met de eerder gebruikte PNEC waarde.

De afgeleide MAC-QSfw, eco betreft 1,1 mg/L gebaseerd op de gegevens van (Okamoto et al., 2015) met een beoordelingsfactor van 10. Deze waarde van 1,1 mg/L beschermt ook *Hyalella azteca* waarbij een LC50 van >1,1 mg/L werd vastgesteld (Borgmann et al., 2005). In dit onderzoek werd bij 1,1 mg/L een effect geobserveerd bij minder dan 10% van de testorganismen.

In relatie tot chronische toxiciteit wordt een QS-fw, eco (PNEC) afgeleid van 0,620 mg/L op basis van de gegevens voor *Lemna minor* uit het onderzoek van Wang (1988). In eerder onderzoek (Van Vlaardingen & Verbruggen, 2009) werd een QS-fw, eco afgeleid van 0,029 mg/L op basis van een NOEC van 2,9 mg/L (EC₁₀= 5,3 mg/L) voor *Daphnia magna* (21d). Op deze waarde werd toentertijd een beoordelingsfactor van 100 toegepast omdat de soortgroep met de laagste waarde in de acute testen (platworm) niet voorkwam in de chronische dataset. Sindsdien zijn lagere acute waarden dan die voor platwormen beschikbaar gekomen waarvan de meest gevoelige soorten in zowel de acute als chronische dataset vertegenwoordigd zijn. Daarnaast wordt de genoemde studie niet meer als relevant gezien, onder andere omdat gedegen analyses ontbreken. De EC₁₀ waarde die is gebruikt om de nieuwe QS-fw, eco af te leiden (6,2 mg/L) bevindt zich in dezelfde orde van grootte als de eerdergenoemde EC₁₀ van 5,3 mg/L. Echter, omdat een lagere beoordelingsfactor kan worden toegepast resulteert dat in een hogere QS-fw, eco.

Er wordt voor barium zodoende een QS-fw, eco/ PNEC aangehouden van 0,62 mg/L.

4.5 Samenvatting barium

- Barium komt van nature voor in het milieu. De vorm waarin barium zich in het milieu bevindt is bepalend voor de toxiciteit en is afhankelijk van de milieuomstandigheden (redoxomstandigheden, pH, aanwezigheid sulfaat).
- De interventiewaarde grondwater bedraagt 625 µg/l.
- De PNEC bedraagt 620 µg/l.

SUBBIJLAGE B.1 – TERMINOLOGIE ECOTOXICITEIT

Ecotoxicologische testen

De toxiciteit van een stof kan op diverse manieren bepaald worden. Zo kan er gekeken worden naar de chemische eigenschappen van een stof, kan worden gekeken naar onopzettelijke blootstelling van mens en dier aan de stof en kunnen testen met diverse organismen worden gedaan waarbij de effecten worden gemeten. De chemische eigenschappen van een stof bepalen voor een groot deel of een stof bijvoorbeeld wordt opgenomen door de celwand van een organisme en of het ophoopt in vet en weefsel of dat het wordt afgevoerd. Op de chemische eigenschappen wordt kort ingegaan in paragraaf 0. Wanneer wordt gekeken naar onopzettelijke blootstelling kan vaak informatie worden verkregen uit incident rapporten of artikelen over deze gebeurtenissen.

Verreweg de meest gebruikte en meest betrouwbare manier om de toxiciteit van een stof te bepalen is het uitvoeren van toxiciteitstesten met organismen. Deze ecotoxicologische testen worden vaak uitgevoerd op een gestandaardiseerde manier waardoor de resultaten vergelijkbaar zijn. Bij het uitvoeren van de testen worden de resultaten vaak weergegeven op een aantal standaard manieren. Deze zogeheten eindpunten en wat zij betekenen staat in toelichting.

Eindpunt	Uitleg
NOEC ("no observed effect concentration")	Dit is de laagste getoetste concentratie van de stof waarbij geen effect is waargenomen ten opzichte van de controlegroep.
LOEC	Dit is de laagste getoetste concentratie van de stof waarbij wel een effect is waargenomen ten opzichte van de controlegroep
EC ₅₀	Dit is de (berekende) concentratie waarbij de helft van de testorganismen een effect ondervindt van de geteste stof.
LC ₅₀	Dit is de (berekende) concentratie waarbij de sterfte van de testorganismen 50% bedraagt.
PNEC	Dit is de 'Predicted No Effect Concentration'. Deze waarde wordt afgeleid op basis van NOEC-waardes uit verschillende soortgroepen. Onder deze concentratie in het milieu worden geen effecten verwacht op soorten.

Bioaccumulatie factor

Bioaccumulatie factor (BAF)	Potentie tot bioaccumulatie
<250	Laag
250 – 1.000	Gemiddeld
1.000 – 5.000	Hoog
>5.000	Zeer hoog

SUBBIJLAGE B.2 – TOXICITEITSDATA

Polyacrylamide

Tabel B.13 Toxiciteitsgegevens voor anionische polyacrylamide. Weergegeven zijn de EC50 waarden. De letters achter de EC50 waarden geven aan welke eindpunten in de test zijn gemeten. Pg, pd en s staan hierbij respectievelijk voor populatiegroei, populatiedichtheid en sterfte. De waarden met een s toevoeging betreffen daarmee tevens LC50 waarden.

Stof	Artikel	Soort	Soortgroep	EC ₅₀ (mg/l)
Magnasol AN2	(Harford et al., 2011)	<i>Chlorella sp.</i> (72u)	Algen	220 (140 – 290) (pg)
		<i>Lemna aequinoctialis</i> (96u)	Planten (kroos)	190 (30 – 290) (g)
		<i>Hydra viridissima</i> (72u)	Poliepen	170 (150 – 200) (pg)* >250 (pg)*
		<i>Moinodaphnia macleaya</i> (3 generaties = 120 – 144u)	Waternlooien	3 (3 – 3) (r)
		<i>Mogurnda mogurnda</i> (96u)	Vissen (volwassen)	>1020 (s)
linear anionic polyacrylamide, LA-PAM	(Acharya et al., 2010)	<i>Daphnia magna</i> (24u)	Waternlooien	152 (s)
		<i>Baicalobia guttata</i> (96u)	Platwormen	>100 (s)
Magnafloc E10	(Beim & Beim, 1994)	<i>Daphnia magna</i> (96u)	Waternlooien	14,1 (s)
		<i>Eulimnogammarus verrucosus</i> (96u)	Vlokreeften	2100 (s)
		<i>Phoxinus L.</i> (96u)	Vis (volwassen)	>1000 (s)
		<i>Hyalella azteca</i> (96 u)	Vlokreeften	>100 (s)
Granulair polyacrylamide (Soilfloc 100D, Hydrosorb, Orange, CA)	(Weston et al., 2009)	<i>Chironomus dilutus</i> (96 u)	Dansmuggen (larve)	>100 (s)
		<i>Ceriodaphnia dubia</i> (6–8 d)	Waternlooien	28,7 (23,5 – 35,1) (s)
		<i>Pimephales promelas</i> (7 d)	Vissen (larve)	>100 (s)
		<i>Selenastrum capricornutum</i> (96 u)	Algen	>100 (pd)
Water-based polyacrylamide		<i>Hyalella azteca</i> (96 u)	Vlokreeften	>100 (s)

Stof	Artikel	Soort	Soortgroep	EC ₅₀ (mg/l)
(PAM25, Terawet, San Diego, CA)		<i>Chironomus dilutus</i> (96 u)	Dansmuggen (larve)	>100 (s)
		<i>Ceriodaphnia dubia</i> (6–8 d)	Watervlooien	>100 (s)
		<i>Pimephales promelas</i> (7 d)	Vissen (larve)	>100 (s)
		<i>Selenastrum capricornutum</i> (96 h)	Algen	14,6 (pd)
		<i>Hyalella azteca</i> (96 u)	Vlokreeften	2,1 (1,2 – 2,8) (s) 0,8 (0,5 – 1,1) (s)
		<i>Chironomus dilutus</i> (96 u)	Dansmuggen (larve)	3,0 (2,4 – 3,7) (s)
		<i>Ceriodaphnia dubia</i> (6–8 d)	Watervlooien	0,3 (0,25 – 0,36) (s)
Oil-based polyacrylamide (Soilfloc Clearwater Tablet, Hydrosorb/ Soilfloc 300E, Hydrosorb)		<i>Pimephales promelas</i> (7 d)	Vissen (larve)	16,6 (10,6 – 31,9) (s)
		<i>Selenastrum capricornutum</i> (96 h)	Algen	>25 (pd)
		<i>Salvekinus namaycush</i> (96 h)	Vissen (larve/ "fry")	>600 (s)
MagnaFloc 156®	(Liber et al., 2005)	<i>Salvekinus namaycush</i> (96 h)	Vissen (larve/ "fry")	>600 (s)
Dow AP-30	(Biesinger, Lemke, Smith, & Tyo, 1976)(Biesinger et al., 1976)	<i>Daphnia magna</i> (48u)	Watervlooien	345,00 (s)
		<i>Daphnia magna</i> (96u)	Watervlooien	17,00 (s)
Anionisch, Acrylzuur-acrylamide -8 [‡] (9,0 molecuulgewicht)(Hall & Miranda, 1991)		<i>Daphnia pulex</i> (48u)	Watervlooien	0,09 (0,03-0,15) (s)
		<i>Pimephales promelas</i> (96u)	Vissen (larve)	37,23 (24,00-60,00) (s)
Anionisch, Acrylzuur-acrylamide -20 [‡] (13,0 molecuulgewicht)	(Hall & Miranda, 1991)	<i>Daphnia pulex</i> (48u)	Watervlooien	0,11 (0,03-0,29) (s)
		<i>Pimephales promelas</i> (96u)	Vissen (larve)	40,43 (36,25-47,8) (s)
Anionisch, Acrylzuur-acrylamide -30 [‡] (13,0 molecuulgewicht)		<i>Daphnia pulex</i> (48u)	Watervlooien	0,66 (0,30-0,90) (s) 0,39 (0-9) (s)

Stof	Artikel	Soort	Soortgroep	EC ₅₀ (mg/l)
Anionisch, Acrylzuur-acrylamide -30 [‡] (18,0 molecuulgewicht)		<i>Pimephales promelas</i> (96u)	Vissen (larve)	36,00 (0-60,00) (s) 28,42 (24-45) (s)
		<i>Daphnia pulex</i> (48u)	Watervlooien	0,06 (0,03-0,30) (s)
Anionisch, Acrylzuur-acrylamide -30 [‡] (16,0 molecuulgewicht)		<i>Pimephales promelas</i> (96u)	Vissen (larve)	20,97 (13,50-27,00) (s)
		<i>Daphnia pulex</i> (48u)	Watervlooien	0,41 (0-3,0) (s) 0,62 (0,03-1,50) (s)
		<i>Pimephales promelas</i> (96u)	Vissen (larve)	85,11 (24,00-120,00) (s)

*Voor *Hydra viridissima* zijn in dit artikel 3 verschillende manieren van voeding toedienen getest waarna met twee van de drie de toxiciteitstesten zijn uitgevoerd. [‡]Getal geeft het percentage ladingsdichtheid aan.

Tabel B.14 LOEC en NOEC waarden voor anionische polyacrylamides. De letters g, b, s, v, en h achter de getallen staan respectievelijk voor effecten op; gewicht (groei), gedrag, sterfte, vruchtbaarheid en hatching (uitkomen van eieren). Wanneer geen letter achter de waarde staat betekent dit dat niet bekend is bij welke van meerdere gemeten parameters het eerste een effect zichtbaar was.

Stof	Artikel	Soort	Soortgroep	LOEC (s, r, b, h of d) (mg/l)	NOEC (s, r, b, h of d) (mg/l)
Magnasol AN2	(Harford et al., 2011)	<i>Chlorella sp.</i> (72u)	Algen		40 (10 – 100) ^v
		<i>Lemna aequinoctialis</i> (96u)	Planten (kroos)		70 (0 – 200) ^v
		<i>Hydra viridissima</i> (72u)	Poliepen		40 (0 – 50) ^{* v} 10 (0 – 20) ^{* v}
		<i>Moinodaphnia macleaya</i> (3 generaties = 120 – 144u)	Watervlooien		1 (1 – 2) ^v
		<i>Mogurnda</i> (96u)	Vissen (volwassen)		>1020 ^v
linear anionic polyacrylamide, LA-PAM	(Acharya et al., 2010)	<i>Daphnia magna</i> (32d)	Watervlooien	1 (b) 10 (v)	0,5
Magnafloc E10	(Beim & Beim, 1994)	<i>Saprophotische bacteriën</i> (3mnd)	Bacteriën		10 [¥]
		<i>Scenedesmus quadricauda</i> (3mnd)	Algen		0,01 (g) [¥]
		<i>Baicalobia guttata</i> (3mnd)	Platwormen		1 [¥]
		<i>Daphnia magna</i> (3mnd)	Watervlooien		0,01 (v) [¥]

Stof	Artikel	Soort	Soortgroep	LOEC (s, r, b, h of d) (mg/l)	NOEC (s, r, b, h of d) (mg/l)
		<i>Eulimnogammarus verrucosus</i> (3mnd)	Vlokreeften		10¥
		<i>Phoxinus L.</i> (3mnd)	Vis (volwassen)		0,5¥
		<i>Cottocomephorus grewingki</i> Dyb. (3mnd)	Vis (eieren)		10¥
		<i>Thymallus articus baicalensis</i> Dyb. (3mnd)	Vis (eieren)		5¥
		<i>Coregonus automnalis migratorius</i> G. (3mnd)	Vis (eieren)		n.b.
Granulair polyacrylamide (Soilfl oc 100D, Hydrosorb, Orange, CA)		<i>Hyalella azteca</i> (96 u)	Vlokreeften	>100 (s)	
		<i>Chironomus dilutus</i> (96 u)	Dansmuggen (larve)	>100 (s)	
		<i>Ceriodaphnia dubia</i> (6–8 d)	Watervlooien	50 (s) 1,6 (r)	
		<i>Pimephales promelas</i> (7 d)	Vissen (larve)	>100 (s & b)	
		<i>Selenastrum capricornutum</i> (96 u)	Algen	>100 (d)	
Water-based polyacrylamide (PAM25, Terawet, San Diego, CA)	(Weston et al., 2009)	<i>Hyalella azteca</i> (96 u)	Vlokreeften	100 (s)	
		<i>Chironomus dilutus</i> (96 u)	Dansmuggen (larve)	100 (s)	
		<i>Ceriodaphnia dubia</i> (6–8 d)	Watervlooien	>100 (s) 100 (r)	
		<i>Pimephales promelas</i> (7 d)	Vissen (larve)	>100 (s) 100 (b)	
		<i>Selenastrum capricornutum</i> (96 h)	Algen	6,3 (d)	
Oil-based polyacrylamide (Soilfloc Clearwater Tablet, Hydrosorb/ Soilfloc 300E, Hydrosorb)		<i>Hyalella azteca</i> (96 u)	Vlokreeften	0,75 (s) 0,37 (s)	
		<i>Chironomus dilutus</i> (96 u)	Dansmuggen (larve)	3,0 (s)	
		<i>Ceriodaphnia dubia</i> (6–8 d)	Watervlooien	0,37 (s) 0,18 (r)	

Stof	Artikel	Soort	Soortgroep	LOEC (s, r, b, h of d) (mg/l)	NOEC (s, r, b, h of d) (mg/l)
		<i>Pimephales promelas</i> (7 d)	Vissen (larve)	1,5 (s) >25 (b)	
		<i>Selenastrum capricornutum</i> (96 h)	Algen	>25 (d)	
MagnaFloc 156®	(Liber et al., 2005)	<i>Salvekinus namaycush</i> (96 h)	Vissen (larve/ "fry")	>600	600‡ (h)
		<i>Salvekinus namaycush</i> (30 d)	Vissen (larve/ "fry")	>300 (s) 150 (h,g)	300 (s) 75 (h,g)

*Voor *Hydra viridissima* zijn in dit artikel 3 verschillende manieren van voeding toedienen getest waarna met twee van de drie de toxiciteitstesten zijn uitgevoerd. n.b. = niet bepaald. γ = EC10 waarde. ‡ Hoogste concentratie die opgelost kon worden, hierna werd het een gel achtige substantie. ¥ de weergegeven waarden betreffen hier geen NOEC waarden maar 'vital concentrations' hiervan is de precieze betekenis niet toegelicht in het onderzoek (maar deze lijkt overeen te komen met een NOEC waarde).

Acrylamide

Tabel B.15 EC₅₀ en LC₅₀ waarden voor Acrylamide/ 2-propenamamide.

Soort		Soortgroep	EC ₅₀ (mg/l)	LC ₅₀ (mg/l)
<i>Daphnia magna</i> (24u)		Watervlooien		230
<i>Daphnia magna</i> (48u)		Watervlooien	98	160
<i>Paratanytarsus parthenogenetica</i> (24u)		Dansmuggen (larve)		570
<i>Paratanytarsus parthenogenetica</i> (48u)		Dansmuggen (larve)	230	410
<i>Salmo gairdneri</i> (24u)		Vissen (adult)		370
<i>Salmo gairdneri</i> (48u)		Vissen (adult)		240
<i>Salmo gairdneri</i> (96u)	(Krautter et al., 1986)	Vissen (adult)	88	110
<i>Pimephales promelas</i> (24u)		Vissen (adult)		320
<i>Pimephales promelas</i> (48)		Vissen (adult)		230
<i>Pimephales promelas</i> (96u)		Vissen (adult)	86	120
<i>Lepomis macrochirus</i> (24u)		Vissen (adult)		260
<i>Lepomis macrochirus</i> (48u)		Vissen (adult)		160
<i>Lepomis macrochirus</i> (96u)		Vissen (adult)	85	100
<i>Carassius auratus</i> (24u)	(Bridié, Wolff, & Winter, 1979)	Vissen (adult)		460
<i>Carassius auratus</i> (96u)		Vissen (adult)		160
<i>Gammarus pseudolimnaeus</i> (96u)	(Brooke, 1987)	Vlokreeften		55,4
<i>Pimephales promelas</i> (96u)		Vissen (larve)		109,0

Soort		Soortgroep	EC ₅₀ (mg/l)	LC ₅₀ (mg/l)
<i>Pimephales promelas</i> (96u)		Vissen (larve)		151,0
<i>Pimephales promelas</i> (96u)	(Dow Chemical Co., 1976)	Vissen (levensstadium niet bekend)		124
<i>Danio rerio</i> (96u)	(Fei et al., 2010)	Vissen (embryo)		304,22
<i>Danio rerio</i> (96u)		Vissen (larve)		298,53
<i>Pimephales promelas</i> (30d)	(Geiger, Brooke, & Call, 1984)	Vissen (levensstadium niet bekend)		109,0
<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> (48u)	(Kusk et al., 2018)	Algen	324,0	
<i>Danio rerio</i> (24u)	(Lee et al., 2014)	Vissen (embryo)		27,69
<i>Adineta vaga</i>	(Örstan, 1992)	Radardiertjes		220,34
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (24u)		Vissen (fingerling)		>300
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (48u)	(Petersen, Kleinow, Kraska, & Lech, 1985) [§]	Vissen (fingerling)		210,0
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (72u)		Vissen (fingerling)		170,0
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (96u)		Vissen (fingerling)		162,0
<i>Heteropneustes fossilis</i> (24u)	(Shanker & Seth, 1986)	Vissen (adult)		104,13
<i>Heteropneustes fossilis</i> (48u)		Vissen (adult)		86,81
<i>Rasbora heteromorpha</i> (24u)		Vissen (levensstadium niet bekend)		460,0
<i>Rasbora heteromorpha</i> (48u)	(Tooby & Hursey, 1975)	Vissen (levensstadium niet bekend)		250,0
<i>Rasbora heteromorpha</i> (96u)		Vissen (levensstadium niet bekend)		130,0
<i>Salmo trutta</i> (48u)	(Woodiwiss & Fretwell, 1974)	Vissen (meerdere levensstadia)		400,0
<i>Selenastrum capricornutum</i> (72u)	(SEPC, 1997)	Algen	33,85	

[§]Getoetste stof: [2,3-¹⁴C]acrylamide

Tabel B.16 NOEC en LOEC waarden voor Acrylamide/ 2-propenamide. De letters g, b, l, s, en h achter de LOEC en NOEC-waarden staan respectievelijk voor de effecten gewicht (groei), gedrag, lengte (groei), sterfte en hatching (uitkomen van eieren).

Soort		Soortgroep	LOEC (mg/l)	NOEC (mg/l)
<i>Daphnia magna</i> (48u)		Watervlooien		60 ^{s&b}
<i>Paratanytarsus parthenogenetica</i> (48u)		Dansmuggen (larve)		60 ^{s&b}
<i>Salmo gairdneri</i> (96u)	(Krautter et al., 1986)	Vissen (volwassen)		37 ^{s&b}
<i>Pimephales promelas</i> (96u)		Vissen (volwassen)		41 ^{s&b}
<i>Lepomis macrochirus</i> (96u)		Vissen (volwassen)		35 ^{s&b}
<i>Pimephales promelas</i> (33d)	(Call & Geiger, 1992)	Vissen (meerde levensstadia)	13,2 (7,55 – 18,9) ^G 18,9 ^L 18,9 ^S 44,5 ^H	5,2 (2,86 – 7,55) ^G 7,55 ^L 7,55 ^S 18,9 ^H
<i>Heteropneustes fossilis</i> (24u)	(Shanker & Seth, 1986)	Vissen (volwassen)		15 ^b
<i>Heteropneustes fossilis</i> (48u)		Vissen (volwassen)		15 ^b
<i>Mysidopsis bahia</i> (28d)	(Spingborn Bionomics, 1985)	Invertebraten (zoutwater)		2,04
Alg (niet gespecificeerd)	(SEPC, 1997)	Algen		16

^sGetoetste stof: [2,3-¹⁴C]acrylamide

BIJLAGE C OVERZICHT PERIODIEKE AUDITVERSLAGEN SGS

Overzicht bevindingen periodieke auditverslagen SGS (periode jan '16 t/m nov '16) gebaseerd op de BRL 9321, d.d. 04-11-2014

Datum onderzoek SGS	Kenmerk verslag/datum	Non-conformiteit
15-01-2016	IZG-039/2 A16-1 d.d. 15-01-2016	<p>De non-conformiteit uit de vorige audit (10-07-2015) is afgehandeld. Dit betrof een organisatorische conformiteit; de financieel manager vervulde ook de rol van hoofd administratie. De functie hoofd administratie is vervallen en het handboek is hierop aangepast.</p> <p>Audit d.d. 15-01-2016: geen non-conformiteit</p>
08-07-2016	IZG-039/2 A16-2 d.d. 08-07-2016	Geen non-conformiteit i.r.t. BRL 9321
11-11-2016	IZG-039/2 A16-3 d.d. 11-11-2016	<p>Non-conformiteit: In verband met de geldende keuringsfrequentie wordt 1x per kwartaal een monster genomen en ter analyse opgestuurd.</p> <p>De producent heeft de CI niet in de gelegenheid gesteld een bijwoning te doen van de reguliere bemonstering en het monster te verzegelen ten behoeve van transport naar het erkende laboratorium.</p> <p>Door GIB dient binnen een termijn van 6 maanden passende corrigerende maatregelen te implementeren op basis van een gedegen oorzaakanalyse</p>

Overzicht bevindingen periodieke auditverslagen SGS (periode mrt '19 t/m sept '20) gebaseerd op de BRL 9321, d.d. 04-11-2014

Datum onderzoek SGS	Kenmerk verslag/datum	Non-conformiteit
01-03-2019	IZG-039/2 A19-1 d.d. 01-03-2019	<p>Non- conformiteit: De resultaten van de laatst geanalyseerde partij waarvan de resultaten 14-01-2019 zijn binnengekomen, zijn niet in de laatste keurings-frequentieberekening verwerkt.</p> <p>Het laatste analyserapport van de productiecontrole december 2018 is 14-01-2019 gerapporteerd en doorgestuurd naar Dibec op 16-01-2019. Een herinnering naar Dibec is tijdens de audit gestuurd op 01-03-2019. Hierop is geen herberekening ontvangen voor afsluiting van de audit. Er is achterstand op de berekening van de keuringsfrequentie. Hierop dienen binnen 6 maanden corrigerende maatregelen te worden getroffen.</p>
02-08-2019	IZG-039/2 A19-2 d.d. 02-08-2019	<p>Non-conformiteit uit de audit van 01-03-2019 is afgehandeld. De bewijzen voor corrigerende maatregelen (keuringsoverzicht DIBEC van 23-07-2019) zijn door SGS beoordeeld en akkoord bevonden.</p> <p>Tijdens deze audit is de volgende non-conformiteit vastgesteld: "de beoordeelde scheepsbon met nummer 190760 d.d. 16-07-2019 voor levering van 3741 ton Granuliet is niet voorzien van een verwijzing naar het IZG-certificaat"</p>
06-09-2019	IZG-039/2 A19-3 d.d. 06-09-2019	<p>Geen non-conformiteit vastgesteld.</p> <p>De non-conformiteit uit de vorige audit en door GIB getroffen corrigerende administratieve maatregelen in de lay-out van een beoordeelde scheepsbon waarin niet is voorzien in een verwijzing naar het IZG- certificaatnummer zijn beoordeeld en akkoord bevonden. Deze non-conformiteit is op "in behandeling" gezet</p>
20-12-2019	IZG-039/2 A19-4 d.d. 20-12-2019	<p>Geen non-conformiteit vastgesteld.</p> <p>De administratieve maatregelen op basis van de non-conformiteit uit de audit van 06-09-2019 heeft de status "in behandeling"</p>

Datum onderzoek SGS	Kenmerk verslag/datum	Non-conformiteit
13-03-2020	IZG-039/2 A20-1 d.d. 13-03-2020	Geen non-conformiteit vastgesteld De non-conformiteit uit de audit van 20-12-2019 met de status "in behandeling" is in de audit van 13-03-2020 afgehandeld.
12-06-2020	IZG-039/2 A20-2 d.d. 12-06-2020	Geen non-conformiteit vastgesteld
11-09-2020	IZG-039/3 A20-3 d.d. 11-09-2020	Geen non-conformiteit vastgesteld

BIJLAGE D OVERZICHT AANGEVOERDE HOEVEELHEDEN GRANULIET EN OVERIGE GRONDSTROMEN (OVER DE MAAS CV)

Notitie aangevoerde hoeveelheden



Arcadis heeft in het kader van de review gevraagd om opgave per weeknummer van aangevoerde hoeveelheden materiaal (zowel granuliet als materiaal van andere herkomst) welke zijn toegepast in die delen van het project die zijn/worden verondiept.

Inmiddels zijn de gegevens van alle relevante peilingen in de te beschouwen periode verstrekt aan Arcadis. Daarmee kunnen berekeningen worden gemaakt van de totale hoeveelheid grond en bagger die in de periode tussen 2 peilingen is toegevoegd binnen het betreffende reconstructievak.

Moleneindsche Waard

In 2016 is granuliet toegepast in de herinrichting aan de zuidzijde van de Moleneindsche Waard. De hoeveelheden (omgerekend in m³'s) per weeknummer zijn goed aan te geven en volgen uit de tabel. In die periode is ook ander extern materiaal van AW-kwaliteit aangevoerd en ook die grondstroom is goed per weeknummer aan te geven en weergegeven in de tabel. In 2016 is echter ook tegelijkertijd een grote hoeveelheid bovengrond uit het eigen project (depot F dat tijdelijk lag opgeslagen langs de dijk – zie watervergunning) in dezelfde vakken toegepast. Bovendien heeft een reconstructiezuiger in 2016 zand opgezogen uit het diepe deel van de plas en in de herinrichting gespoten. Die beide zeer forse grondstromen vormen samen de rest en tevens het overgrote deel van het aangebrachte volume in 2016. Deze aanvoer van intern materiaal uit het eigen project is echter niet meer per weeknummer te reproduceren. Dat lijkt ons echter voor het onderzoek niet strikt noodzakelijk.

Westplas

Het granuliet is vanaf week 44 van 2019 enkel toegepast aan de oostzijde van de Westplas. De hoeveelheden (omgerekend naar m³'s) zijn per weeknummer aangegeven in de tabel. Ook de andere grondstromen van externe herkomst die hier zijn toegepast zijn per weeknummer weergegeven in de tabel. In de periode tussen 30 juni en 22 september 2020 heeft er in dit deel van het project ook opspuitwerk plaatsgevonden door een reconstructiezuiger die materiaal uit het diepe deel van de plas heeft opgezogen (daar is in de peilingen dus een verdieping te zien) en in een onderwaterdam op de grens tussen diep en ondiep water heeft gedeponeed en in de leeflaag helemaal aan de oostzijde van het opvulvak. De totale hoeveelheid zand die in deze periode naar de reconstructie is verplaatst is bepaald op 676.732 m³. De gemiddelde productie van de zandzuiger per week bedroeg ca. 40.000 m³.

Winssen, 13-10-2020

Overzicht aanvoer Mol. Waard in m³ per week

Week	Granuliet	Overig	Totaal
jaar 2016			
17	5.030	0	5.030
18	2.515	0	2.515
19	1.281	0	1.281
20	2.515	0	2.515
21	2.515	0	2.515
22	2.515	0	2.515
23	4.981	0	4.981
24	2.490	0	2.490
25	2.478	0	2.478
26	2.492	0	2.492
27	2.495	0	2.495
28	4.998	6.320	11.318
29	2.506	13.428	15.934
30	4.964	13.248	18.212
31	2.456	13.528	15.983
32	0	12.161	12.161
33	2.507	9.468	11.974
34	2.504	9.494	11.998
35	0	9.495	9.495
36	0	12.204	12.204
37	0	9.319	9.319
38	0	8.806	8.806
39	0	0	0
40	2.394	0	2.394
41	2.397	0	2.397
42	2.398	0	2.398
43	0	0	0
44	0	0	0
45	0	0	0
46	0	0	0
47	0	0	0
48	2.914	0	2.914
49	2.083	0	2.083
50	4.167	0	4.167
51	0	0	0
totaal 2016	67.593	117.471	185.064

Overzicht aanvoer Westplas in m3 per week

Week	Granuliet	Overig	Totaal
jaar 2019			
44	9.851	0	9.851
45	9.888	0	9.888
46	14.740	0	14.740
47	15.223	0	15.223
48	18.089	0	18.089
49	20.161	0	20.161
50	19.863	0	19.863
51	19.856	<u>2.653</u>	<u>22.509</u>
totaal 2019	127.671	2.653	130.324
jaar 2020			
1	0	0	0
2	18.670	0	18.670
3	20.008	4.207	24.215
4	18.332	5.097	23.429
5	5.082	3.669	8.751
6	9.863	6.731	16.594
7	16.816	11.453	28.269
8	15.151	24.015	39.166
9	4.669	4.770	9.439
10	4.635	4.882	9.517
11	3.070	7.399	10.469
12	4.641	13.641	18.282
13	5.119	4.516	9.635
14	4.578	10.717	15.295
15	1.554	2.615	4.169
16	1.538	998	2.536
17	4.590	4.419	9.009
18	3.076	0	3.076
19	3.111	0	3.111
20	4.614	0	4.614
21	3.116	0	3.116
22	4.532	5.921	10.453
23	5.104	11.124	16.228
24	3.103	18.699	21.802
25	3.024	12.163	15.187
26	3.112	22.906	26.018
27	4.634	20.087	24.721
28	4.730	18.592	23.322
29	4.614	21.580	26.194
30	5.167	25.122	30.289
31	4.638	12.666	17.304
32	4.593	10.507	15.100
33	6.351	0	6.351
34	3.214	2.086	5.300
35	1.554	11.496	13.050
36	3.108	9.803	12.911
37	3.103	10.976	14.079
38	4.660	5.712	10.372
39	<u>3.097</u>	<u>13.231</u>	<u>16.328</u>
totaal 2020	224.571	341.800	566.371
totaal generaal	352.242	344.453	696.695