



Professionele Bachelor Agro- en Biotechnologie

Biotechnologie - Omgevingstechnologie



OPTIMALISATIE VAN ANNAMOX IN HET LUCAS[®]- SYSTEEM OP PILOOTSCHAAL

Matthias Weerts

Promotoren:

Ron Gerards
Bart Cornelis

Waterleau NV
Hogeschool PXL





Professionele Bachelor Agro- en Biotechnologie

Biotechnologie - Omgevingstechnologie



OPTIMALISATIE VAN ANNAMOX IN HET LUCAS®- SYSTEEM OP PILOOTSCHAAL

Matthias Weerts

Promotoren:

Ron Gerards
Bart Cornelis

Waterleau NV
Hogeschool PXL



WATERLEAU

Voorwoord

In het laatste jaar Agro- en Biotechnologie specialisatie Omgevingstechnologie aan de Hogeschool PXL departement PXL-TECH is de Bachelorproef het sluitstuk van de opleiding. De Bachelorproef loopt over een periode van 57 dagen, verspreid over 14 weken. Het stagebedrijf is naar vrije keuze te kiezen voor de studenten. Tijdens een Bachelorproef vervult de student zelfstandig een opdracht voor het bedrijf. Hierdoor leert de student zelfstandig werken en wordt op deze manier klaargestoomd voor het bedrijfsleven.

Persoonlijk vond ik de Bachelorproef een heel leerrijke ervaring en ik kijk er ook zeer positief op terug. Ik heb ondervonden dat het in de praktijk er heel anders aan toe gaat als in de theorie. Ik heb veel inzicht verworven in een hoogtechnologische waterzuiveringstechniek, namelijk anammox. Daarbij heb ik ook het genoegen gehad andere lopende projecten op te volgen, die mijn kennis over waterzuivering alleen maar hebben verbreedt. Dit zowel van aerobe als anaerobe zuiveringstechnieken, die op pilotschaal worden toegepast bij Waterleau. Daarnaast heb ik ook veel kennis verworven op gebied van labotechnieken en probleemoplossend denken. De ervaring die ik hier dan ook heb opgedaan is van onschatbare waarde voor mijn verdere carrière.

Deze Bachelorproef was niet tot stand gekomen zonder de hulp en begeleiding van mijn stagebegeleider Bart Cornelis en mijn bedrijfspromotor Ron Gerards. Verder wil ik nog Domien Borghs en Fatine Bennani bedanken voor de begeleiding, het samenwerken en steun. Ook de andere medestudenten en alle andere collega's wil ik graag bedanken voor het fijne samenwerken. Ten slotte wil ik mijn familie en vriendin bedanken voor de steun tijdens de stageperiode.

Matthias Weerts, 6 juni 2017, Heusden-Zolder

Verkorte samenvatting

Door de vooruitgang van de industrie en de toename van de menselijke bevolking wordt er meer en meer water gebruikt, en daarbij ook vervuild. Dit afvalwater dient gezuiverd te worden. Stikstof is zo een vervuilende component en kan eutrofiëring van de waterlopen veroorzaken. Een nieuwe duurzame techniek om stikstof te verwijderen, anammox genaamd, wordt in dit onderzoek besproken en op pilotschaal geoptimaliseerd. Hierbij wordt uitgegaan van technische parameters gebruikt in de waterzuivering.

Inhoudsopgave

| | |
|---|----|
| Voorwoord | 2 |
| Verkorte samenvatting..... | 3 |
| Inhoudsopgave | 4 |
| Samenvatting..... | 7 |
| 1. Inleiding | 8 |
| 2. Literatuurstudie..... | 9 |
| 2.1 Biologische afvalwaterzuivering – algemeen | 9 |
| 2.2 Stikstof verwijdering uit afvalwater | 10 |
| 2.2.1 Nitrificatie – Denitrificatie | 10 |
| 2.2.2 Nitritatie – Denitritatie | 11 |
| 2.2.3 Anammox | 11 |
| 2.2.4 Vergelijking van de verschillende methoden | 13 |
| 2.3 Betrokken autotrofe micro-organismen | 14 |
| 2.3.1 Optimale condities | 14 |
| 2.4 Het LUCAS®-systeem | 15 |
| 2.4.1 Algemene werking LUCAS® | 15 |
| 2.4.2 Praktijkvoorbeelden LUCAS® | 17 |
| 2.4.3 Anammox in het LUCAS®-systeem | 18 |
| 2.5 Regelgeving in relatie tot afvalwater | 19 |
| 2.5.1 Europese kaderrichtlijn water | 19 |
| 2.5.2 Decreet betreffende de omgevingsvergunning en uitvoeringsbesluit..... | 19 |
| 2.5.3 Decreet Algemene Bepalingen inzake Milieubeleid..... | 20 |
| 2.5.4 Vlaams reglement betreffende de milieuvergunning | 20 |
| 2.5.5 Vergunnings- en meldingsplicht | 21 |
| 2.5.6 Vlaamse wetgeving omtrent waterzuivering en waterzuiveringsinstallaties | 22 |
| 2.5.7 Bedrijfs- en huishoudelijk afvalwater..... | 24 |
| 2.5.8 Vlaamse lozingsvoorwaarden..... | 25 |
| 2.5.9 Best Beschikbare Technieken | 30 |
| 2.5.10 Heffing op waterverbruik | 31 |
| 3 Methodiek – Werkwijzen | 34 |
| 3.1 Proefopstelling LUCAS®-systeem | 34 |
| 3.2 Stroomschema Proefopstelling | 36 |
| 3.3 Aanpassingen aan de reactor | 36 |
| 3.3.1 Aanpassing van de temperatuur | 36 |
| 3.3.2 Aanpassing van de zuurstofconcentraties..... | 36 |
| 3.3.3 Aanpassing van de cyclustijden | 37 |

| | | |
|-------|--|----|
| 3.3.4 | Toepassing van de denitrificatiestap..... | 37 |
| 3.4 | Bepaling van concentraties relevante componenten | 37 |
| 3.5 | Bepaling bijkomende parameters | 38 |
| 3.5.1 | Mixed liquor (volatile) suspended solids..... | 38 |
| 3.5.2 | Zuiveringsrendementen | 38 |
| 3.5.3 | Slibretentietijd | 39 |
| 3.5.4 | Slibbelasting..... | 39 |
| 3.6 | Toetsing van de effluentwaarden aan de Vlaamse lozingsnormen | 40 |
| 4 | Resultaten..... | 41 |
| 4.1 | Aanpassing aan de reactor | 41 |
| 4.1.1 | Aanpassing van de temperatuur | 41 |
| 4.1.2 | Aanpassing van de zuurstofconcentraties..... | 41 |
| 4.1.3 | Aanpassing van de cyclustijden | 42 |
| 4.1.4 | Toepassing van de denitrificatiestap..... | 42 |
| 4.2 | Verwijderingsrendementen | 43 |
| 4.2.1 | COD-verwijdering | 43 |
| 4.2.2 | Stikstofverwijdering..... | 43 |
| 4.3 | Stikstofconcentraties in de compartimenten..... | 44 |
| 4.3.1 | Ammonium- en nitrietconcentratie | 44 |
| 4.3.2 | Nitraatconcentratie | 45 |
| 4.4 | Slibkarakteristieken | 46 |
| 4.4.1 | Slibconcentratie..... | 46 |
| 4.4.2 | Slibbelasting..... | 46 |
| 4.4.3 | Slib retentietijd | 47 |
| 4.5 | Toetsing aan de lozingsnormen..... | 48 |
| 5 | Discussie | 49 |
| 5.1 | Aanpassingen aan de reactor | 49 |
| 5.1.1 | Aanpassing van de temperatuur | 49 |
| 5.1.2 | Aanpassing van de zuurstofconcentraties..... | 49 |
| 5.1.3 | Aanpassing van de cyclustijden | 50 |
| 5.1.4 | Toepassing van de denitrificatiestap..... | 51 |
| 5.2 | Verwijderingsrendementen | 51 |
| 5.2.1 | COD-verwijdering | 51 |
| 5.2.2 | Stikstofverwijdering..... | 51 |
| 5.3 | Stikstofconcentraties in de compartimenten..... | 52 |
| 5.3.1 | Ammonium- en nitrietconcentratie | 52 |
| 5.3.2 | Nitraatconcentratie | 52 |

| | | |
|-------|---|----|
| 5.4 | Slibkarakteristieken | 53 |
| 5.4.1 | Slibconcentratie..... | 53 |
| 5.4.2 | Slibbelasting..... | 53 |
| 5.4.3 | Slib retentietijd | 53 |
| 5.5 | Toetsing aan de lozingsnormen..... | 54 |
| 6 | Conclusie | 55 |
| | Literatuurlijst | 56 |
| | Figurenlijst | 58 |
| | Tabellenlijst | 59 |
| | Bijlagen | 60 |
| 1. | Cyclus LUCAS®-systeem..... | 60 |
| 1.1 | Cyclus LUCAS®-3 | 60 |
| 1.2 | Cyclus LUCAS®-4 | 64 |
| 2. | Protocollen | 73 |
| 2.1 | Protocol ammonium bepaling | 73 |
| 2.2 | Protocol totaal stikstof bepaling | 74 |
| 2.3 | Protocol nitraat bepaling..... | 75 |
| 2.4 | Protocol nitriet bepaling..... | 76 |
| 2.5 | Protocol COD bepaling | 77 |
| 2.6 | Protocol totaal fosfor bepaling..... | 78 |
| 2.7 | Protocol orthofosfaat bepaling | 79 |
| 2.8 | Protocol MLSS/MLVSS bepaling | 80 |

Samenvatting

Stikstofverwijdering uit afvalwater is noodzakelijk voor de bescherming van waterlopen. Zo is stikstof één van de oorzaken van eutrofiëring van de waterlopen. Er bestaan verschillende technieken om stikstof uit afvalwater te verwijderen. De klassieke methodes zijn nitrificatie-denitrificatie en nitritatie-denitritatie. Ook is er een veelbelovende nieuwe techniek die volop in ontwikkeling is. Deze nieuwe techniek wordt anammox genoemd, en staat voor anaerobe ammonium oxidatie. Anammox is als het ware een snelkoppeling van de natuurlijke stikstofcyclus, waarbij nitriet en ammonium in ongeveer gelijke molaire hoeveelheden worden omgezet tot onschadelijk stikstofgas. Dit gebeurt door de zogenaamde anammox-bacteriën.

Aan deze techniek zijn een heel groot aantal voordelen verbonden, en het is vooral in het kader van duurzaamheid een veelbelovende techniek eens deze op punt staat. Zo wordt er geen koolstofdioxide uitgestoten, is er geen externe koolstofbron nodig en is er weinig zuurstof noodzakelijk. De laatste twee kunnen grote kosten besparen. Voor anammox toe te passen, is er wel een moeilijke procescontrole. Voor de optimalisatie van anammox moeten de juiste condities in de reactor worden gecreëerd, zodat de anammox-reactie kan plaats vinden.

Daarom wordt binnen Waterleau NV onderzoek gedaan naar de optimale condities in het LUCAS®-systeem van Waterleau. Het onderzoek wordt uitgevoerd op pilotschaal, waarbij de reactor een totaal actief volume van 60 liter heeft. De reactor wordt volledig gecontroleerd door een SCADA-systeem (Supervisory Control And Data Acquisition). Uit een grondige literatuurstudie zijn voor enkele parameters bepaalde streefwaarden bepaald die voor anammox optimaal zijn. Hieruit blijkt dat een temperatuur tussen 20°C en 43°C, lage opgeloste zuurstofconcentraties, een molaire verhouding van nitriet over ammonium van 1,32/1 en een slibretentietijd van 30 dagen optimaal is.

Door een proces van continue optimalisatie, wordt er getracht deze optimale omstandigheden in de reactor te creëren. In totaal zijn er in dit onderzoek 4 aanpassingen aan het systeem toegebracht, met als doel de optimale condities te bekomen. Een eerste aanpassing is de verhoging van de temperatuur in de reactor. Dit werd verwezenlijkt door ondergedompelde *heaters* te installeren. Daarnaast zijn de beluchtingsgrenswaarden op de SCADA en de beluchtingsintensiteit verlaagd, waardoor er minder hoge opgeloste zuurstofconcentraties in de reactor voorkomen. Verder zijn ook de cyclustijden van het LUCAS®-systeem op de SCADA gewijzigd, met als doel minder te beluchten. Zo is de ratio beluchting/totale cyclustijd van 0,75 naar 0,67 gedaald. Tot slot is er ook een denitrificatiestap geïmplementeerd met als doel de in overmaat gevormde nitraten en nitrieten via denitrificatie/denitritatie uit het systeem te verwijderen, zodat de verhouding nitriet/ammonium verder naar de streefwaarde zal dalen.

Uit de bekomen resultaten zijn ook enkele adviezen geformuleerd naar het verdere verloop in het onderzoek. Zo wordt er voorgesteld de cyclustijden nog eens aan te passen, zodat de verhouding beluchting/totale cyclustijd zakt naar 0,5. De slibretentietijd had ook al de streefwaarde bereikt, waardoor het uitgespoelde slib niet terug in de reactor moet worden gebracht. Ook worden de andere instellingen voorlopig best zo gehouden in afwachting tot de volgende resultaten van de nieuw voorgestelde aanpassingen.

1. Inleiding

Door de vooruitgang van de industrie en de toename van de menselijke bevolking wordt er meer en meer water gebruikt. Door zowel industrie, landbouw als huishoudens komen er pollutanten terecht in het water. Als dit gebruikt water, het afvalwater genoemd, wordt geloosd in natuurlijke waterlopen, zorgt dit voor veel problemen in deze waterlopen.

Door de aanwezigheid van organische verbindingen, daalt de concentratie aan opgeloste zuurstof in de vervuilde waterlopen tot op een niveau dat bepaalde organismen zoals vissen niet meer kunnen overleven. Dit wordt veroorzaakt door de natuurlijk aanwezige micro-organismen, die zuurstof verbruiken in hun metabolisme. Daarnaast kan er door de aanwezigheid van veel stikstof en fosfor, eutrofiëring ontstaan van de waterloop, wat ook een negatieve invloed heeft op de zuurstofhuishouding.

Het is dus noodzakelijk dat deze componenten uit het afvalwater verwijderd worden. Niet alleen op een economisch haalbare manier, maar ook op een milieuvriendelijke, duurzame manier. Dit kan door onder gecontroleerde omstandigheden micro-organismen in te zetten om de vervuilende componenten af te breken alvorens deze in de waterloop terecht komen. Dit is het principe achter biologische afvalwaterzuivering.

Op de dag van vandaag zijn er al veel verschillende biologische waterzuiveringssystemen die zowel huishoudelijk als industrieel afvalwater zuiveren. Een waterzuiveringssysteem bestaat vaak uit een combinatie van verschillende zuiveringstechnieken. Het resultaat is proper water, wat in Vlaanderen aan de Vlaamse wetgeving moet voldoen, zoals beschreven in Vlarem II. Voor de exploitatie van de waterzuiveringsinstallaties is in Vlaanderen ook een vergunning nodig, de omgevingsvergunning. Hierin worden enkele vaste eisen gesteld waaraan de waterzuivering moet voldoen. Daarbovenop kunnen hier nog specifieke bijzondere voorwaarden opgelegd worden.

Er is ook steeds meer vraag om op een duurzame manier afvalwater te zuiveren. Door een anaeroob actief slib systeem te gebruiken, kan er bijvoorbeeld biogas worden geproduceerd, wat als energiebron gebruikt kan worden. Maar tot op heden is het niet mogelijk een energie neutrale of zelfs energiepositieve waterzuiveringsinstallatie te verwezenlijken. Met de ontdekking van anammox in het einde van de 20e eeuw, is dit mogelijk wel realistisch in de toekomst.

Anammox staat voor anaerobe ammonium oxidatie. Zoals de naam het zegt, is het een techniek om ammonium te oxideren, in de afwezigheid van opgeloste zuurstof in het water. Hierbij treedt nitriet op als de oxidator in plaats van zuurstof. In het totale proces is er minder energie nodig voor de oxidatie van ammonium in vergelijking met een conventioneel actiefslibstelsysteem. Een ander groot voordeel van deze techniek, is dat de anammox-bacteriën CO₂ opnemen in plaats van uitstoten, zoals bij de andere bacteriën het geval is. Dit samen met alle andere voordelen, maken anammox een veelbelovende techniek eens deze helemaal op punt staat. Daarvoor is er nog meer onderzoek nodig naar de optimale omstandigheden voor de bacteriën. De laatste jaren zijn er veel artikels hierover gepubliceerd. Door de optimale omstandigheden voor anammox in het LUCAS®-systeem te realiseren, wordt getracht stikstof uit het afvalwater autotroof te verwijderen via anammox. Hoe dit op pilotschaal wordt gerealiseerd, wordt in dit project besproken.

2. Literatuurstudie

2.1 Biologische afvalwaterzuivering – algemeen

Met de moderne industrie en huishoudens is het noodzakelijk dat het afvalwater wordt gezuiverd. Met onze hedendaagse kennis wordt er getracht het afvalwater zo duurzaam mogelijk te zuiveren. Er zijn diverse waterzuiveringstechnieken die de dag van vandaag al veelvuldig worden toegepast. Dit kunnen fysico-chemische zuiveringstechnieken zijn maar ook biologische zuiveringstechnieken. Deze hebben elk hun eigen voor- en nadelen en aan de hand van het soort afvalwater wordt gekozen voor een bepaalde behandelingstechniek, of een reeks van verschillende behandelingstechnieken. Zo wordt er voor afvalwater afkomstig van huishoudens vaak gekozen voor een eenvoudige biologische waterzuiveringsinstallatie. Een biologische afvalwaterzuiveringsinstallatie maakt gebruik van micro-organismen om afvalwater te zuiveren. De afvalstoffen in het water worden door de micro-organismen omgezet in onschadelijke componenten, zodat het water veilig geloosd kan worden in de natuurlijke waterlopen (Bell Brewery 2016, VITO 2010a).

De voornaamste vormen van vervuiling in huishoudelijk afvalwater zijn doorgaans organische verbindingen, stikstof en fosfor. Als deze ongezuiverd in de waterlopen terecht komen, kan dit voor een groot aantal problemen zorgen. De organische verbindingen worden door de natuurlijke bacteriën aanwezig in de waterloop geoxideerd. Hierbij wordt zuurstof uit het water verbruikt. Als er dus veel van deze verbindingen in het water terecht komen, dan stijgt ook de zuurstofvraag. Dit zorgt ervoor dat er geen tot weinig opgeloste zuurstof in het water overblijft. Dit heeft catastrofale gevolgen voor het milieu.

Een overmaat aan stikstof en fosfor in het afvalwater kan leiden tot een ander fenomeen in de waterlopen, eutrofiëring. Bij eutrofiëring zorgt een overmaat aan nutriënten voor massale algenbloei waardoor het water troebel wordt. Dit troebel water zal op zijn beurt minder zonlicht doorlaten, waardoor de waterplanten geen zonlicht meer zullen opvangen. Het fotosynthesep proces van de planten valt dus stil, waardoor ze niet meer kunnen overleven. Dit betekent minder zuurstof in het water. Daarnaast sterven deze algen ook af, en fungeren als organische “verontreiniging” in het water met nog een extra zuurstoftekort als gevolg (VITO 2010b).

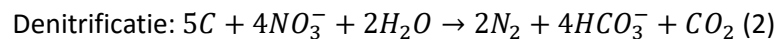
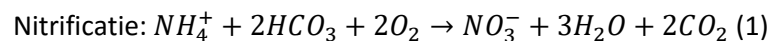
Het is dus noodzakelijk het door de mens vervuilde water wereldwijd te zuiveren om de natuur te beschermen. Waterleau nv is een innovatief bedrijf dat zich inzet op verschillende vlakken binnen de milieu sector en zoekt continu naar nieuwe, meer duurzame zuiveringstechnieken. Deze zuiveringstechnieken kunnen dan worden toegepast op zowel huishoudelijk als industrieel afvalwater. Waterleau beperkt zich niet alleen tot België, maar is over de hele wereld actief. Een recente ontwikkeling in de sector is een nieuwe techniek om stikstof uit het afvalwater te verwijderen, anammox genaamd. Dit staat voor anaerobe ammonium oxidatie. Hierbij wordt ammonium en nitriet door de anammox bacteriën omgezet toch onschadelijk stikstofgas. Daarnaast kent deze techniek nog een tal van voordelen, vooral in het kader van duurzame waterzuivering, die verder in dit rapport worden besproken (Bell Brewery 2016, VITO 2010a).

2.2 Stikstof verwijdering uit afvalwater

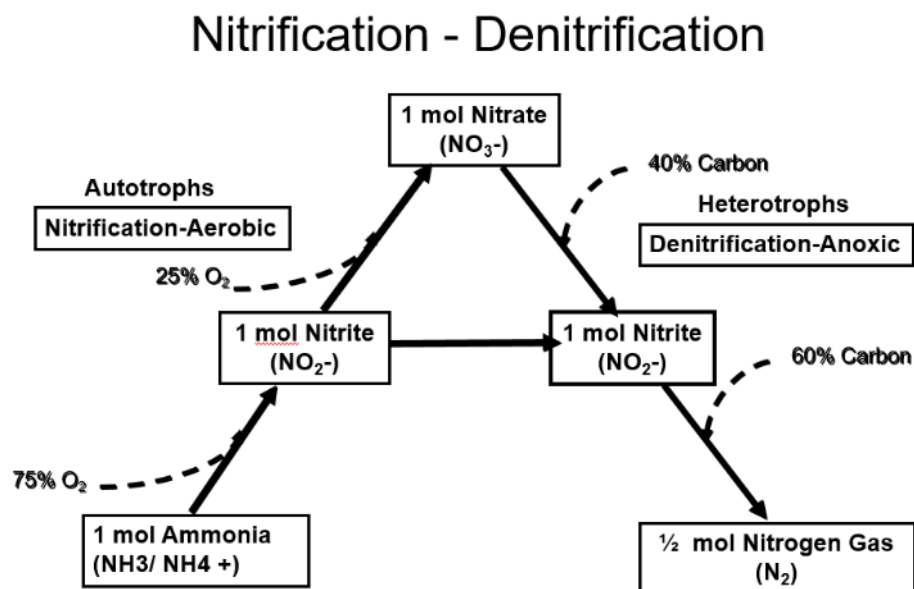
In deze paragraaf wordt er stil gestaan bij twee “klassieke” methoden die veelvuldig worden toegepast voor de verwijdering van stikstof uit afvalwater. De eerste methode is nitrificatie-denitrificatie en de tweede “klassieke” methode is de nitritatie-denitritatie. Ten slotte wordt in deze paragraaf het anammox-proces besproken.

2.2.1 Nitrificatie – Denitrificatie

Samen met de nitritatie-denitritatie is de nitrificatie-denitrificatie een traditionele methode om stikstof uit afvalwater te verwijderen. Bij nitrificatie wordt ammonium geoxideerd tot nitraat, wat op zijn beurt gereduceerd wordt tot stikstofgas in de denitrificatie. Dit wordt geïllustreerd door onderstaande reactievergelijkingen (1)(2) (Cui 2012, Soliman and Eldyasti 2016a):



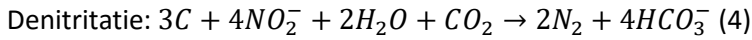
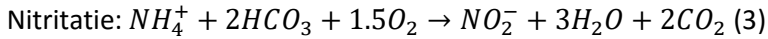
Nitrificatie gebeurt onder aerobe omstandigheden met opgeloste zuurstof in het water. Denitrificatie gebeurt onder anoxische omstandigheden, waarbij nitraat optreedt als de elektronen acceptor. Anoxische omstandigheden bevatten geen opgeloste zuurstof, enkel zuurstof onder gebonden vorm zoals nitraten. Ook is voor denitrificatie een koolstofbron (C) nodig (Cui 2012). Op figuur 1 is een schematisch overzicht van de nitrificatie – denitrificatie weergegeven. Op dit schema is duidelijk te zien dat ammonium eerst wordt geoxideerd tot nitriet en een deel wordt verder geoxideerd tot nitraat. Het gevormde nitraat wordt gedenitrificeerd tot opnieuw nitriet, wat op zijn beurt wordt gereduceerd tot stikstofgas.



Figuur 1: Schematisch overzicht nitrificatie – denitrificatie (H. David Stensel 2006)

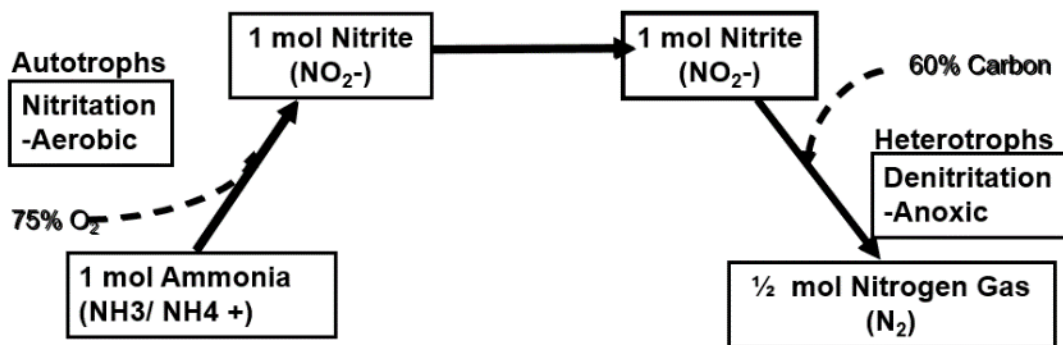
2.2.2 Nitritatie – Denitritatie

Bij de nitritatie wordt de aanwezige ammonium geoxideerd tot nitriet. Vervolgens wordt tijdens de denitritatie de gevormde nitriet gereduceerd tot stikstofgas, in aanwezigheid van een koolstofbron. De reactievergelijkingen van nitritatie (3) en denitritatie (4) zijn hieronder weergegeven (Cui 2012, H. David Stensel 2006):



Ook de nitritatie gebeurt net zoals de nitrificatie onder aerobe omstandigheden en de denitritatie gebeurt onder anoxische omstandigheden. Dit is te zien op figuur 2. Dit schema is eigenlijk hetzelfde als het schema te zien op figuur 1, enkel het bovenste deel ontbreekt. Om nitritatie-denitritatie mogelijk te maken moeten de bacteriën die instaan voor de nitrificatie geïnhibeerd worden.

Nitritation - Denitritation



Figuur 2: Schematisch overzicht van nitritatie – denitritatie (H. David Stensel 2006)

2.2.3 Anammox

Anammox staat voor anaerobe ammonium oxidatie. Het is een techniek die ingezet kan worden om stikstof uit afvalwater te verwijderen, onder zeer specifieke omstandigheden. Welke omstandigheden dit zijn, wordt verder in dit rapport besproken. Als ammonium en nitriet samen aanwezig zijn in het afvalwater, kan dit samen onder anoxische omstandigheden omgezet worden in stikstofgas, wat wordt vrijgezet in de lucht. Op figuur 3 is dit schematisch geïllustreerd.

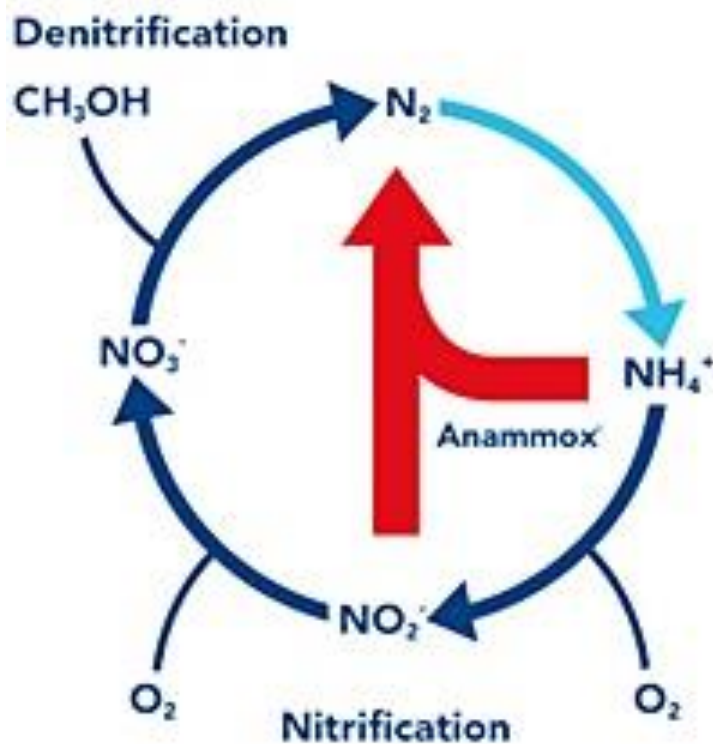
Zoals op onderstaande figuur 3 te zien is, is anammox als het ware een snelkoppeling van de natuurlijke stikstofcyclus. Om anammox mogelijk te maken in afvalwaterzuivering, moet zowel ammonium als nitriet in ongeveer gelijke hoeveelheden aanwezig zijn. Dit kan door afvalwater te gebruiken dat veel ammonium bevat. Afvalwater afkomstig van bijvoorbeeld een UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) kan hiervoor gebruikt worden. Deze anaerobe voorbehandeling verwijdert voornamelijk COD uit het afvalwater en nauwelijks stikstof, waardoor dit afvalwater zeer geschikt is voor anammox.

Het aanwezige ammonium in het afvalwater kan in de reactor worden omgezet naar nitriet door de nitritatie, zoals besproken in paragraaf 2.2.2. De verdere omzetting van nitriet naar nitraten (zoals bij nitrificatie) moet dus worden geïnhibeerd. Als de helft van de aanwezige ammonium wordt omgezet naar nitriet, spreekt men van gedeeltelijk nitritatie. De reactievergelijking (5) van de gedeeltelijke nitritatie wordt hieronder weergegeven (Cui 2012, H. David Stensel 2006):



Zoals op bovenstaande stoichiometrische vergelijking (5) te zien is, is de bicarbonaat concentratie een belangrijke parameter voor de gedeeltelijke nitritatie. Om één mol ammonium te oxideren naar

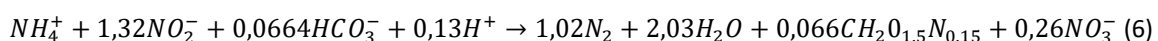
Nitrogen Cycle



Figuur 3: Vereenvoudigde schematische voorstelling van anammox in de stikstofcyclus

nitriet, is er twee mol bicarbonaat nodig. Als dit niet het geval is, kan niet de volledige hoeveelheid ammonium worden geoxideerd naar nitriet. Dit maakt dat de alkaliniteit, of buffercapaciteit, een belangrijke parameter is bij de nitritatie (Soliman and Eldyasti 2016b).

Als de gedeeltelijke nitritatie plaats vindt, is er op dat moment zowel ammonium als nitriet aanwezig in de reactor, wat één van de vereisten is voor anammox. Dit is dan ook duidelijk te zien in de reactievergelijking (6), zoals hieronder weergegeven:



Uit de bovenstaande reactievergelijking blijkt dat ammonium en nitriet in ongeveer gelijke hoeveelheden (respectievelijk 1:1,32) worden omgezet naar stikstofgas en ook naar nitraten (Li 2014).

2.2.4 Vergelijking van de verschillende methoden

a) Voordelen van de methoden

Elke bovenstaande beschreven methode heeft zo zijn voordelen, en worden daarom ook voor verschillende toepassingen gebruikt. Anammox in combinatie met gedeeltelijke nitritatie in één reactor heeft een moeilijke procescontrole, maar er zijn zeer veel voordelen aan verbonden eens het proces goed controleerbaar is (Lackner et al 2014a). Deze voordelen zijn dan vooral ook het meer duurzame karakter van de techniek waardoor er veel toekomst in het anammox-proces zit. In onderstaande tabel 1 zijn enkele voordelen van de drie besproken technieken weergegeven.

Tabel 1: Voordelen van de verschillende methoden beschreven in deze paragraaf (Lackner et al 2014b)

| Methode | Voordeel |
|---|---|
| Nitrificatie – Denitrificatie | <ul style="list-style-type: none"> - Potentieel hoog N verwijderingspercentage - Zeer stabiel proces - Relatief gemakkelijke procescontrole - Weinig oppervlakte nodig |
| Nitritatie – Denitritatie | <ul style="list-style-type: none"> - 25% minder zuurstof verbruik - 40% minder koolstofbron nodig - Lagere slibproductie |
| Gedeeltelijke nitritatie – Anammox | <ul style="list-style-type: none"> - Geen externe koolstofbron nodig - Minder zuurstofverbruik (energieverbruik) - Lage slibproductie - Lage emissies van CO₂ (wordt zelfs gebruikt) |

b) Vergelijking van de processen

Naast de voordelen wordt hier kort een overzicht weergegeven die de drie verschillende besproken technieken met elkaar vergelijkt. Deze zijn terug te vinden in tabel 2.

Tabel 2: Vergelijking van de besproken processen (Cui, 2012)

| Eigenschap | Nitrificatie/Denitrificatie | Nitritatie/Denitritatie | Gedeeltelijke nitritatie/Anammox |
|--|---|---|---|
| Soort bacteriën | Ammonium-oxiderende en nitriet-oxiderende bacteriën (nitrificeerders) + denitrificeerders | Ammonium-oxiderende bacteriën (nitrificeerders) + denitrificeerders | Ammonium-oxiderende bacteriën (nitrificeerders) + Anammox |
| Zuurstofvraag (g O₂/g N) | 4,18 + 0 | 3,16 + 0 | 1,94 + 0 |
| Slibproductie (g droge stof/g N) | 1 | Geen gegevens | 0,1 |
| Kosten | 2-4 euro/kg N verwijderd | 1 euro/kg N verwijderd | 1 euro/kg N verwijderd |

In tabel 2 is duidelijk het verschil te zien tussen de genoemde eigenschappen. De ammonium-oxiderende bacteriën (AOB) spelen een belangrijke rol bij de drie genoemde technieken. De nitriet-oxiderende bacteriën (NOB) spelen enkel een rol bij de nitrificatie, maar met deze groep van bacteriën moet zeker rekening gehouden worden bij de andere technieken. Dit omwille van het feit dat bij de gedeeltelijke nitritatie/anammox de gevormde nitriet niet mag worden geoxideerd naar nitraat door de NOB. De AOB en NOB horen tot de groep van de nitrificeerders. De NOB van deze groep bacteriën moet dus geïnhibeerd worden als stikstofverwijdering optimaal via anammox dient te verlopen. Ook de operationele kosten voor de stikstofverwijdering kunnen gehalveerd worden door gebruik te maken van anammox in plaats van de klassieke nitrificatie/denitrificatie. Dit is vooral te wijten aan de kosten die gepaard gaan de beluchting. Zoals in tabel 2 te zien is, is de zuurstofvraag veel groter bij de nitrificatie dan bij de nitritatie en de gedeeltelijk nitritatie (Cui 2012).

Verder moet ook rekening gehouden worden met de verminderde slibproductie. De verminderde slibproductie is te wijten aan de veel tragere reproductietijd van de anammox-bacteriën. Hierdoor zullen de kosten die hiermee gepaard gaan ook minder zijn bij de toepassing van anammox. De kosten die hierbij gepaard gaan zijn vooral de transportkosten voor externe verwerking indien er geen drooginstallatie voorzien is (Dirk Seghers - Aqua Ics 2017).

2.3 Betrokken autotrofe micro-organismen

Voor anammox zijn er drie grote groepen van micro-organismen die van belang zijn. Dit zijn de ammonium-oxiderende bacteriën (AOB), nitriet-oxiderende bacteriën (NOB) en de anammox bacteriën. In dit hoofdstuk worden deze drie groepen van bacteriën besproken.

2.3.1 Optimale condities

Door de optimale condities voor deze drie groepen van micro-organismen naast elkaar te zetten, is het mogelijk een goed overzicht te krijgen in de uiteindelijke gebruikte condities in de reactor. Het is namelijk zo dat er optimale condities gecreëerd moeten worden voor zowel de AOB als de anammox bacteriën, zodat ze in symbiose de stikstof uit het afvalwater kunnen verwijderen. Daarnaast moeten de NOB worden geïnhibeerd, omdat de door de AOB gevormde nitriet niet verder mag worden geoxideerd tot nitraten (Lotti et al 2014, Yang et al 2015).

In tabel 3 worden de optimale condities voor pH, temperatuur en opgeloste zuurstof per groep van micro-organisme weergegeven. Daarnaast worden ook enkele belangrijke substraten opgenoemd die voor inhibitie zorgen bij de organismen (Cui 2012).

Zoals in onderstaande tabel 3 te zien is, kunnen de twee belangrijkste componenten van anammox, namelijk ammonium en nitriet, ook de inhiberende effecten hebben op de anammox-bacteriën. Het is zo dat anammox-bacteriën gevoeliger zijn voor nitriet inhibitie dan voor ammonium inhibitie, omdat er eerder inhibitie optreedt bij nitriet dan bij ammonium (Jin et al 2012).

Ammonium inhibitie treedt op bij concentraties hoger dan 1 g/L. Er zijn ook studies die 50% inhibitie van anammox vertonen bij concentraties van 770 mg/L. Deze studies toonden wel aan dat het de vrije ammonium (NH_3) is die voor de inhibitie zorgt (Jin et al 2012). Over inhibitie van vrije ammonium zijn ook verschillende waarden terug te vinden in de literatuur. De optimale vrije ammonium concentratie ligt echter onder de 20-25mg/L (Jin et al 2012). Het is dus noodzakelijk deze parameter zeker te controleren binnen het proces.

Ook zorgt nitriet voor inhibitie bij de anammox bacteriën. Ook vele andere micro-organismen ondervinden inhibitie door te hoge nitriet concentraties en nitriet is ook toxisch bij bepaalde concentraties (Jin et al 2012). De mate van de inhibitie door nitriet is sterk afhankelijk van het type

reactor. Maar algemeen genomen is een nitriet concentratie van 280 mg/L een waarde die zeker niet overschreden mag worden (Jin et al 2012).

Ten slotte is ook een hoge slibretentietijd (SRT) noodzakelijk voor anammox. Een SRT van 12 dagen wordt al als laag gezien. Daarom zijn hogere SRT aangeraden van 30 dagen (Star 2008).

Tabel 3: Optimale condities en inhibitie door substraten voor AOB, NOB en anammox (Cui 2012)

| Parameter | Ammonium-oxiderende bacteriën (AOB) | Nitriet-oxiderende bacteriën (NOB) | Anammox bacteriën |
|---------------------------------|--|---|--|
| Substraten | Bicarbonaat is een belangrijke parameter voor de NH_4^+ / NO_2^- verhouding (zie paragraaf 2.2) Fosfaat is een essentieel substraat, inhibitie bij concentraties lager dan 0,03mg P/L | Fosfaat is een essentieel substraat voor NOB. Inhibitie bij concentraties onder 0,2mg P/L | Inhibitie door NH_4^+ (770 mg/L) en NO_2^- (280 mg/L), voor meer informatie zie tekst boven deze kader |
| pH | 7-8 | 7-8 | 6,7-8.3 |
| Temperatuur | 35°C | 38°C | 20-43°C |
| Opgeloste zuurstof (D.O) | Meer robuust tegen lage D.O concentraties (0,5 O ₂ mg/L) | Gevoelig voor lage D.O concentraties (0,5 O ₂ mg/L) | Inhibitie bij lage D.O concentraties maar reversibel (0,25-2%), bij hogere concentraties irreversibel (>18%) |

2.4 Het LUCAS®-systeem

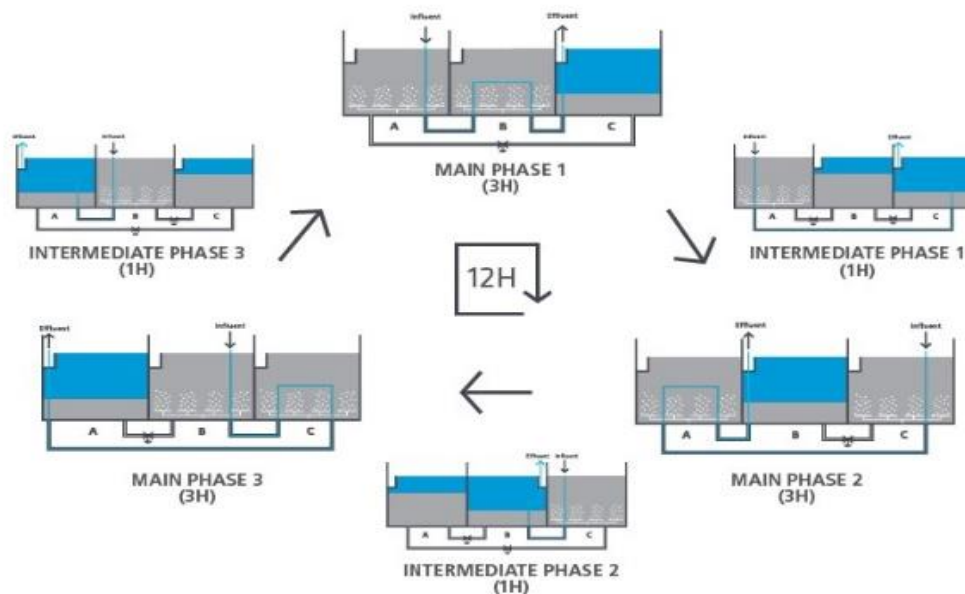
In dit onderzoek werd er gebruik gemaakt van het LUCAS®-systeem van Waterleau. In deze paragraaf wordt dieper ingegaan op de algemene werking van het systeem en worden er enkele praktijkvoorbeelden aangehaald. Deze voorbeelden zijn operationele *full-scale* reactoren bij klanten van Waterleau. Hier wordt nog geen anammox gebruikt voor de verwijdering van stikstof uit het afvalwater. Ten slotte wordt in deze paragraaf gekeken naar de mogelijkheid voor anammox in het LUCAS®-systeem.

2.4.1 Algemene werking LUCAS®

Het LUCAS-systeem is een hybride tussen een conventioneel actief slib systeem en een *sequence batch reactor* (SBR). Het systeem heeft volgende eigenschappen: continu in- en effluent, cyclisch en tijdsgestuurd. Het LUCAS-systeem werkt volgens een aantal compartimenten of units, meestal drie. Alle units zijn onderling hydraulisch met elkaar verbonden. Elke unit doorloopt een cyclus van drie processen: accumulatie, regeneratie en sedimentatie. Dit worden fasen genoemd. In de eerste fase zal dus de eerste unit het accumulatieproces ondergaan. Hierbij wordt de unit met afvalwater gevoed. De tweede unit zal dan de rol van regeneratie vervullen. Hier wordt dan zuurstof toegevoegd voor stikstofverwijdering, zoals hierboven besproken. De derde en laatste unit zal dan de rol vervullen van sedimentatie. Hierbij wordt het actieve slib gescheiden van het gezuiverde afvalwater. Na een bepaalde tijd gaat men over van de eerste naar de tweede fase. Nu gaan de units andere

processen vervullen. Zo gaat bijvoorbeeld de unit die het regeneratieproces heeft doorlopen, nu het sedimentatieproces doorlopen enzovoort. Op deze manier wordt het slib gelijkmatig over de reactor verdeeld in tegenstelling tot de conventionele zuiveringstechniek, waar het slib via een recirculatiepomp terug wordt verplaatst.

Op figuur 4 is de algemene werking van een LUCAS®-systeem met drie compartimenten te zien. Er zijn echter nog veel andere mogelijkheden voor de verschillende fasen, afhankelijk van het toepassingsgebied. Voor dit onderzoek is eerst gewerkt met een LUCAS®-systeem met vier compartimenten. Later, en ook tijdens dit onderzoek, is overgeschakeld naar een LUCAS®-systeem met drie compartimenten. De reden hiervoor is dat het LUCAS®-3-systeem beter uitgerust is voor dit onderzoek. Een voorbeeld hiervan is dat de compartimenten breder zijn dan het LUCAS®-4-systeem. Hierdoor is een betere menging en beluchting van het slib mogelijk.



Figuur 4: Schematische voorstelling van de mogelijke werking van een LUCAS®-systeem met drie compartimenten (Waterleau 2016a)

Ook de tijdsduur van de fasen hangt af van de samenstelling van het afvalwater en toepassingsgebied. Aan de hand van de specifieke benodigdheden wordt de tijdsduur van de fasen aangepast. Het hele zuiveringsproces van het LUCAS®-systeem wordt door een monitoringsysteem (MAKE SENSE®), ontworpen door Waterleau, opgevolgd. Op grote schaal verzekerd dit monitoringsysteem een maximale efficiëntie en minimale operationele kosten. Een voordeel van LUCAS®-aerobic is dat de compartimenten van elkaar kunnen worden afgesloten. Als er bijvoorbeeld een calamiteit optreedt in een bepaald compartiment, kan dit van de andere compartimenten worden afgezonderd zodat het probleem niet doorheen heel het systeem verspreid wordt. Een voorbeeld van een calamiteit is een fout in het productieproces, waardoor toxische componenten in het afvalwater terecht komen. Als de toxische component in het eerste compartiment wordt gepompt, kunnen dan de andere afgesloten worden zodat slechts een deel van de waterzuiveringsinstallatie het probleem zal ondervinden. Daarnaast is het makkelijk controleerbaar door het monitoringsysteem. Ook voor de toepassing van anammox is het LUCAS®-systeem interessant, omwille van de mogelijkheid van het creëren van andere condities in elk compartiment. Hier wordt in 2.4.3 dieper op ingegaan.

2.4.2 Praktijkvoorbeelden LUCAS®

Het LUCAS®-systeem van Waterleau wordt al op veel plaatsen gebruikt als waterzuiveringsinstallatie. Een eerste voorbeeld van een installatie is te vinden bij Hoegaarden in België, van AB-Inbev. Hier wordt het afvalwater gezuiverd van de brouwerij. Hier wordt dagelijks 27.500 kg COD per dag aan de reactor gevoed. Een figuur van deze waterzuiveringsinstallatie is te zien op figuur 5.



Figuur 5: Waterzuivering van AB Inbev, Hoegaarden, België in de drankenindustrie (Waterleau 2016b)

Op figuur 5 is te zien dat er in totaal zes compartimenten zijn. Dit zijn eigenlijk twee LUCAS®-systemen met drie compartimenten naast elkaar geplaatst. Zo wordt één van de twee systemen zwaarder belast dan het andere systeem. Dit is zo omdat het influent van de hoogst belaste nog met onbehandeld afvalwater wordt gevoed, en heeft dus een grotere lading aan bijvoorbeeld organische componenten. Het influent van het tweede LUCAS®-systeem is dan het effluent van de eerste, waardoor er dus al een groot deel van de organische belasting is verwijderd. Dit maakt dat het systeem goed controleerbaar is en als er zich een calamiteit voordoet in het bedrijf, kunnen de verschillende compartimenten van de systemen van elkaar worden afgesloten.

Een ander voorbeeld van in de praktijk is te vinden in China, bij het bedrijf DSM in de voedingsindustrie. Hier is de dagelijkse belasting 16.200kg COD. Op figuur 6 is de installatie te zien. Hierop is te zien dat er in totaal 4 compartimenten zijn.



Figuur 6: Waterzuivering van DSM, Nanjing, China, in de voedingsindustrie (Waterleau 2016b)

2.4.3 Anammox in het LUCAS®-systeem

Om anammox in het LUCAS®-systeem mogelijk te maken, moeten eerst en vooral de juiste condities gecreëerd worden. Hoe dit in het onderzoek wordt uitgevoerd, is terug te vinden onder methoden, paragraaf 3. In dit hoofdstuk wordt gekeken naar de reacties die zich in de LUCAS®-reactor voordoen als anammox bacteriën aanwezig zijn in de juiste condities.

Door gebruik te maken van influent rijk aan ammonium, kan de aanwezige ammonium omgezet worden naar nitriet. Hiervoor is zuurstof nodig en ammonium-oxiderende bacteriën. Door de zuurstof in het systeem gelimiteerd te houden worden de nitriet-oxiderende bacteriën geremd, en zal er accumulatie optreden van nitriet in de reactor. Na een bepaalde tijd wordt de beluchting gestopt. Nu heersen er anoxische condities in de reactor. Eventueel gevormde nitraten worden hier omgezet naar stikstofgas en uiteindelijk zal enkel nitriet en ammonium aanwezig zijn in de reactor. In deze fase zal er anammox optreden in de reactor en zal de stikstof dus autotroof verwijderd worden.

Vervolgens wordt er weer beperkt belucht, zodat de aanwezige organische belasting ook kan geoxideerd worden. Door de lage zuurstofgehalten die aanwezig zijn in de reactor, is er een lange beluchtingstijd nodig om de grootste hoeveelheid organische belasting te oxideren. Hierdoor ontstaat het risico dat niet alle organische verbindingen worden geoxideerd en dus niet uit het systeem verwijderd worden.

2.5 Regelgeving in relatie tot afvalwater

De wetgeving besproken in deze paragraaf is enkel van toepassing voor Vlaamse projecten. Hoewel de doelstelling van deze Bachelorproef enkel de optimale condities voor anammox te creëren is, wordt er toch even ingegaan op de Vlaamse wetgeving omtrent waterzuivering. Zo worden de resultaten van het pilot LUCAS®-systeem aan de Vlaamse voorwaarden getoetst om te bepalen of het gezuiverde afvalwater voldoet aan de lozingsnormen in Vlaanderen. In dit hoofdstuk wordt uitgegaan van de Europese kaderrichtlijn water. Deze is in Vlaanderen vertaald in het decreet integraal waterbeleid. Vervolgens gaan we in dit hoofdstuk verder in op het vergunningslandschap in Vlaanderen en hoe de waterzuiveringsinstallaties worden ingedeeld. Ten slotte wordt gekeken naar de heffingen op watergebruik in Vlaanderen.

2.5.1 Europese kaderrichtlijn water

De Europese kaderrichtlijn water (richtlijn 2000/60/EG) werd geïntroduceerd op 23 oktober in het jaar 2000. Het doel van deze richtlijn is de vaststelling van een kader voor het veiligstellen van de watervoorraden en de waterkwaliteit, het afzwakken van de gevolgen van overstromingen en perioden van droogte. In de richtlijn wordt water niet gezien als gewoon handelswaar, maar als een erfgoed dat als zodanig beschermd, verdedigd en behandeld moet worden (VMM 2000).

Het concrete doel van de Europese kaderrichtlijn water is een goede kwaliteit van oppervlakte- en grondwater te behalen. De lidstaten worden verplicht om duurzaam om te springen met water. Het opstellen van beheerplannen per stroomgebied is hiervoor noodzakelijk. Vlaanderen ligt voor het grootste deel in het internationaal stroomgebied van de Schelde en van de Maas. De Europese kaderrichtlijn water is vertaald voor Vlaanderen in het decreet van 18 juli 2003: Decreet betreffende integraal waterbeleid.

Het omgevingsvergunningsdecreet van 25 april 2014 heeft onder andere als doel het voorkomen van milieuverontreiniging. Het omgevingsvergunningsbesluit van 27 november 2015 is het uitvoeringsbesluit van dit decreet. Hierin worden onder andere enkele verplichtingen opgelegd om de waterkwaliteit van de waterlopen te beschermen, zoals in de Europese kaderrichtlijn wordt aangehaald.

2.5.2 Decreet betreffende de omgevingsvergunning en uitvoeringsbesluit

Het decreet van 25 april 2016 betreffende de omgevingsvergunning is sinds 23 februari 2017 van kracht. Daarbij is het milieuvergunningen decreet van 28 juni 1985 en het eerste uitvoeringsbesluit van 6 februari 1991 opgeheven (Vlarem I). De omgevingsvergunning is een integratie van de stedenbouwkundige- en de milieuvergunning. Ondernemers moeten niet meer de stedenbouwkundige- en de milieuvergunningsprocedure doorlopen. Dit wordt gebundeld in één vergunningsprocedure, de omgevingsvergunningprocedure. Deze vergunningsprocedure kent twee varianten: de gewone en de vereenvoudigde procedure. De verschillende procedures die er zijn en hoe ze verlopen is terug te vinden in het omgevingsvergunningsdecreet van 25 april 2014 en het uitvoeringsbesluit van 27 november 2015.

De inhoudelijke regels van de stedenbouwkundige vergunning en de milieuvergunning blijven afzonderlijk geregeld in respectievelijk de Vlaamse Codex Ruimtelijke Ordening (VCRO) enerzijds en het Decreet Algemene Bepalingen inzake Milieubeleid (DABM) en Vlarem II anderzijds. Zo doet het omgevingsvergunningsdecreet geen afbreuk aan de inhoudelijke regels van titel IV van het VCRO en titel V van het DABM. Daarnaast zijn ook de inhoudelijke bepalingen van Vlarem II en Vlarem III ook van belang bij de omgevingsvergunning.

De omgevingsvergunning is ook voor onbepaalde duur geldig, ten opzichte van 20 jaar bij de milieuvergunning. Bij de bouwvergunning was dit al van toepassing. Om geen afbreuk te krijgen in het bestaande beschermingsniveau van de milieuvergunning, wordt het mogelijk gemaakt om de milieuvoorwaarden van de omgevingsvergunning bij te stellen. Dit door permanente evaluaties die als doel hebben onderzoek te doen naar de noodzaak om de milieuvoorwaarden bij te stellen. Daarnaast is er ook een inspraakmoment na 20 jaar. Hier kan het betrokken publiek en de leidende ambtenaar van de bevoegde adviesinstantie bezwaar indienen tegen het voorwerp en de duur van de exploitatie.

2.5.3 Decreet Algemene Bepalingen inzake Milieubeleid

Het Decreet Algemene Bepalingen inzake Milieubeleid (DABM) van 5 april 1995 kreeg met de invoering van de omgevingsvergunning op 23 februari 2017 een nieuwe titel. Dit is titel V van het DABM en vervangt enkele algemene bepalingen en andere milieuvoorwaarden die voorheen in Vlarem I werden beschreven. Hier wordt een onderscheid gemaakt in activiteiten en inrichtingen. Een activiteit wordt aanzien als de werken en handelingen zoals vermeld in de indelingslijst. Een inrichting wordt gedefinieerd als bedrijven, werkplaatsen, opslagplaatsen, ... zoals omschreven in de indelingslijst.

Het milieubeleid zelf heeft als doel:

- Beheer van het milieu door duurzame aanwending van grondstoffen en natuur;
- De bescherming van mens en milieu, in het bijzonder de ecosystemen die van belang zijn voor de werking van de biosfeer en betrekking hebben tot de voedselvoorziening, de gezondheid en andere aspecten van het menselijk leven;
- Het natuurbehoud en de bevordering van de biologische en landschappelijke diversiteit.

Het milieubeleid berust onder andere op het voorzorgsbeginsel, het beginsel van preventief handelen, het beginsel van de voorkeur voor brongerichte maatregelen en het beginsel van de vervuiler betaald. Het voorzorgsbeginsel bepaald dat wanneer er ernstige aanwijzingen zijn van potentiële gevaren voor het milieu, volstaan om ze als probleem aan te pakken, zonder dat er eerst wetenschappelijke consensus over moet bestaan. Het voorzorgsbeginsel speelt een cruciale rol in het voeren van een preventief milieubeleid. Het beginsel van preventief handelen zegt dat er eerst moet opgetreden worden om milieuproblemen te voorkomen achteraf de veroorzaakte schade te herstellen. Het beginsel van brongerichte maatregelen stelt dat het milieubeleid zich moet richten op het aanpakken van verontreiniging daar waar ze ontstaat. Het beginsel van de vervuiler betaald stelt dat een doeltreffende milieubescherming enkel wordt bereikt door de kosten van verontreinigingen worden gedragen door de veroorzaker van de verontreiniging.

2.5.4 Vlaams reglement betreffende de milieuvergunning

In dit hoofdstuk worden kort het tweede en derde uitvoeringsbesluit van het Vlarem besproken. Dit omdat de inhoudelijke bepalingen hiervan van belang zijn voor de omgevingsvergunning. Het decreet van 28 juni 1985 betreffende de milieuvergunning trad in werking op 1 september 1991 met het eerste uitvoeringsbesluit. Dit eerste uitvoeringsbesluit is het besluit van 6 februari 1991 houdende vaststelling van het Vlaams reglement betreffende de milieuvergunning (Vlarem I). Met de invoering van de omgevingsvergunning op 17 februari 2017 zijn zowel het milieuvergunningsdecreet als Vlarem I opgeheven. Het tweede en derde uitvoeringsbesluit zijn echter wel nog van kracht.

a) Tweede uitvoeringsbesluit

Het tweede uitvoeringsbesluit van 1 juni 1995 houdende algemene en sectorale bepalingen inzake milieuhygiëne bundelt milieuvoorwaarden die bepalen of een inrichting mag worden geëxploiteerd of niet. Zo worden de lozingsnormen voor effluenten van waterzuiveringsinstallaties hierin vastgelegd. De lozingsnormen worden verder in het rapport besproken in paragraaf 2.5.6. Dit tweede uitvoeringsbesluit bevat nu ook de lijst met als hinderlijk beschouwde inrichtingen als eerste bijlage.

De lijst bepaalt of men een meldingsplicht heeft, een vergunningsplicht of geen melding van de activiteit moet doen. Ook geeft de lijst nog enkele andere verplichtingen zoals het aanstellen van een milieucoördinator. De indelingslijst gebruikt drie klassen voor het inschatten van de risico's en de hinder:

- Klasse 1: Inrichting met grootste risico of hinder
- Klasse 2: Inrichting met minder hoog risico of hinder
- Klasse 3: Inrichting met het laagste risico of hinder

b) Derde uitvoeringsbesluit

Vlarem III is het besluit van de Vlaamse Regering met bijkomende algemene en sectorale milieuvoorwaarden voor GBPV-installaties van 16 mei 2014. Geïntegreerde Preventie en Bestrijding van Verontreiniging (GPBV) installaties zijn industriële installaties die potentieel een grote impact hebben op het milieu. De GPBV-installaties zijn onderworpen aan de Europese Richtlijn inzake Industriële Emissies (RIE). De RIE is een integratie van diverse bepalingen rond industriële verontreinigingen. De RIE is van toepassing sinds 7 januari 2013 en vervangt sinds 7 januari 2014 de GBPV-richtlijn.

Een GBPV-installatie is een vaste technische eenheid waar één of meer activiteiten of processen plaatsvinden die opgenomen zijn in bijlage I van de RIE. Daarbij horen ook de andere activiteiten die worden uitgevoerd op dezelfde locatie, die in technisch verband staan met de in de bijlage vermelde activiteiten.

De GBPV-installaties zijn opgenomen in het Vlarem. Zo zijn de GBPV-activiteiten beschreven in bijlage 1 van de RIE allemaal omgezet in de indelingslijst van het Vlarem. De GBPV-installaties worden aangeduid met de letter 'x' in de vierde kolom van de indelingslijst van het Vlarem. De vergunningsvoorwaarden voor de GBPV-installaties worden vastgesteld door de Best Beschikbare Technieken (BBT)-conclusies. De best beschikbare technieken worden uitgebreid besproken in paragraaf 2.5.8 (LNE 2016).

2.5.5 Vergunnings- en meldingsplicht

Zoals eerder aangehaald, moet met de invoering van de omgevingsvergunning ook rekening worden gehouden met de Vlaamse codex ruimtelijke ordening (VCRO) voor de bepaling van de meldings- en vergunningsplicht. De projecten die vergunningsplichtig zijn op vlak van stedenbouwkunde worden bepaald door de VCRO. Ook zijn er enkele uitzonderingen van de vergunningsplicht en net zoals de vroegere vergunning, geldt voor sommige projecten enkel de meldingsplicht van de activiteit. Hieraan gekoppeld kan de inrichting ook de meldings- of vergunningsplicht hebben op vlak van de hinderlijke inrichtingen, zoals beschreven in bijlage I van Vlarem II. De activiteiten/inrichtingen van de eerste of de tweede klasse hebben de vergunningsplicht, van de derde klasse hebben enkel de meldingsplicht. Een belangrijke opmerking hierbij is dat de gehele inrichting of activiteit wordt beschouwd als dat van de hoogste klasse. Hierbij wordt bedoeld dat als er een activiteit van de tweede klasse is en de andere zijn van de derde klasse, dan wordt de gehele inrichting als van de tweede klasse beschouwd, en is dus vergunningsplichtig. Een ander voorbeeld is dat het

stedenbouwkundig gedeelte van de inrichting vergunningsplichtig is, en de inrichtingen en activiteiten zijn allemaal maximaal van de derde klasse, dan is de gehele inrichting ook vergunningsplichtig.

De vergunning verlenende overheid wordt bepaald door een aantal aspecten. Er kan een onderscheid gemaakt worden in drie bevoegdheidsniveaus: Vlaams, provinciaal en gemeentelijk.

Dossiertypes op Vlaams of provinciaal niveau:

- Vlaamse projecten voorkomend op de gesloten lijst en de projecten over twee of meer provincies;
- Provinciale projecten voorkomend op de gesloten lijst en de projecten over twee of meer gemeenten;
- Ingedeelde inrichtingen of activiteiten van klasse 1;
- Meldingen, bijstellingen,...die horen bij bovenstaande projecten.

Dossiertypes op lokaal niveau (gemeenten):

- Projecten met verplichte medewerking van een architect;
- Ingedeelde inrichtingen of activiteiten van klasse 2;
- Verkavelingen;
- Bijstellingen van verkavelingen met wijziging van kavelgrenzen.

De werkwijze voor het bepalen van het niveau van de bevoegdheid van het dossier wordt hier kort toegelicht. Eerst moet gekeken worden naar de twee gesloten lijsten. Als het project op de Vlaamse lijst voorkomt, is het ook een Vlaams project, en moet de vergunningsaanvraag bij de Vlaamse overheid worden ingediend. Als dit niet het geval is, wordt hetzelfde gedaan voor de provinciale lijst. Als ook dit niet het geval is, bepaald de klasse van de inrichting de bevoegde overheid voor de vergunningsverlening (Omgevingsloket 2017).

2.5.6 Vlaamse wetgeving omtrent waterzuivering en waterzuiveringsinstallaties

Zoals eerder aangehaald, bevat de eerste bijlage van Vlarem II een lijst met als hinderlijk beschouwde inrichtingen. Deze lijst bevat 62 unieke rubrieken met elk zijn eigen beschrijving. Rubriek 3 is de rubriek voor afvalwater en koelwater.

Er wordt in rubriek 3 een duidelijk onderscheid gemaakt tussen bedrijfsafvalwater en huishoudelijk afvalwater. Het verschil tussen beide wordt beschreven in paragraaf 2.5.7. Ook wordt de lozing van koelwater onder een aparte rubriek ingedeeld.

Afvalwaterzuiveringsinstallaties worden ingedeeld in rubriek 3.6 en omvat zowel de lozing van het effluentwater als het ontwateren van de bijhorende slibproductie. Hieronder worden kort enkele subrubrieken van rubriek 3.6 besproken om de verschillende indelingscriteria te duiden.

Rubriek 3.6.3 is geldig voor de indeling van de behandeling van bedrijfsafvalwater. Deze subrubriek wordt nog verder onderverdeeld aan de hand van de debieten aan afvalwater die worden geloosd en ook aan de hand van aanwezigheid van één of meerdere gevaarlijke stoffen (GS) hoger dan de indelingscriteria. Deze lijst van gevaarlijke stoffen is terug te vinden in bijlage 2C van titel II van het Vlarem. In de afwezigheid van bovengenoemde gevaarlijke stoffen worden afvalwaterzuiveringsinstallaties met een debiet tot en met 5m³/h ingedeeld onder klasse 3. Als het bedrijfsafvalwater echter één of meerdere gevaarlijke stoffen bevat, worden debieten tot en met 5m³/h ingedeeld onder klasse 2. Voor de lozing van 5m³/h tot en met 50m³/h en van meer dan

50m³/h water, valt men respectievelijk onder klasse 2 en klasse 1, onafhankelijk van de aanwezigheid van gevaarlijke stoffen.

Daarbij zijn nog enkele bijkomende verplichtingen. Zo moeten bedrijfsafvalwaterzuiveringsinstallaties die:

- a. Tot en met 5 m³/h effluent lozen in aanwezigheid van één of meer gevaarlijke stoffen hoger dan de voormelde concentraties:
 - De afdeling Milieu, bevoegd voor de omgevingsvergunning advies verstrekt;
 - De afdeling van de Vlaamse Milieumaatschappij die bevoegd zijn voor het lozen van afvalwater en de emissie van afvalgasen in de atmosfeer een advies verstrekt.
- b. Meer dan 5m³/h tot en met 50m³/h:
 - De afdeling Milieu, bevoegd voor de omgevingsvergunning advies verstrekt;
 - De afdeling van de Vlaamse Milieumaatschappij die bevoegd zijn voor het lozen van afvalwater en de emissie van afvalgasen in de atmosfeer een advies verstrekt;
 - Een oriënterend bodemonderzoek laten uitvoeren om de 20 jaar, bij overdracht, sluiting en faillissement conform het Vlaams reglement betreffende de bodemsanering en bodembescherming (Vlarebo) van 14 december 2007.
- c. Meer als 50m³/h effluent lozen:
 - Een advies krijgen van de Vlaamse Milieu Maatschappij (VMM);
 - Een milieucoördinator van het eerste niveau (A) aanstellen;
 - Mogelijk een periodieke audit laten uitvoeren door de vergunningverlenende overheid;
 - Een oriënterend bodemonderzoek laten uitvoeren om de 10 jaar, bij overdracht, sluiting en faillissement conform het Vlaams reglement betreffende de bodemsanering en bodembescherming (Vlarebo) van 14 december 2007.

Bedrijfsafvalwaterzuiveringsinstallaties die tot 5m³/h lozen in afwezigheid van gevaarlijke stoffen hebben geen bijkomende verplichtingen.

Rubriek 3.6.4 is van toepassing voor de behandeling van afvalwater aangevoerd via openbare riolering en/of collectoren. De verdere indelingscriteria van de subrubrieken gebeurt hier niet volgens de effluentdebieten, maar volgens de zuiveringscapaciteit van de zuiveringsinstallatie. De zuiveringscapaciteit wordt uitgedrukt in inwoners equivalenten (I.E.). Voor de behandeling van meer dan 20 tot 500 I.E. is het ingedeeld als klasse 2. De behandeling met een capaciteit van 500 tot 100.000 I.E. en met een capaciteit meer dan 100.000 worden ingedeeld als klasse 1. Het verschil tussen deze twee laatste zijn de bijkomende verplichtingen. De bijkomende verplichtingen worden hieronder kort opgesomd:

- a. Van 20 tot 500 I.E.:
 - De afdeling Milieu, bevoegd voor de omgevingsvergunning advies verstrekt;
 - De afdeling van de Vlaamse Milieumaatschappij die bevoegd zijn voor het lozen van afvalwater en de emissie van afvalgasen in de atmosfeer een advies verstrekt.
- b. Van 500 tot 100.000 I.E.:
 - Een advies krijgen van de Vlaamse Milieu Maatschappij (VMM);
 - Een milieucoördinator van de eerste niveau (A) aanstellen;
 - Mogelijk een periodieke audit laten uitvoeren door de vergunningverlenende overheid;
 - Een milieujaarverslag opstellen en indienen;

- Een oriënterend bodemonderzoek laten uitvoeren bij overdracht, sluiting en faillissement conform het Vlaams regelement betreffende de bodemsanering en bodembescherming (Vlarebo) van 14 december 2007.
- c. Met een capaciteit van 100.000 I.E. en meer:
 - Een advies krijgen van de Vlaamse Milieu Maatschappij (VMM);
 - Een milieucoördinator van de eerste niveau (A) aanstellen;
 - De vergunningverlenende overheid kan een periodieke milieuaudit opleggen;
 - Een milieujaarverslag opstellen en indienen;
 - Rapporteren op basis van metingen, berekeningen of raming voor de stoffen vermeld in de Europese verordening van 18 januari 2006 betreffende de instelling van een Europees register inzake de uitstoot en overbrenging van verontreinigende stoffen (nr. 166/2006).
 - Een oriënterend bodemonderzoek laten uitvoeren om de 20 jaar, bij overdracht, sluiting en faillissement conform het Vlaams regelement betreffende de bodemsanering en bodembescherming (Vlarebo) van 14 december 2007.

Naast deze verplichtingen zijn er ook nog milieuvorwaarden om de waterzuiveringsinstallaties te exploiteren. Deze milieuvorwaarden zijn vastgelegd onder hoofdstuk 4.2 onder Vlarem II. De verschillende lozingsvoorwaarden in Vlaanderen worden in hoofdstuk 2.5.6 besproken.

2.5.7 Bedrijfs- en huishoudelijk afvalwater

In de Vlaamse Wetgeving wordt een onderscheid gemaakt tussen drie soorten afvalwater: huishoudelijk afvalwater, koelwater en stedelijk afvalwater. Deze staan in Vlarem II beschreven onder het eerste hoofdstuk onder definities. Ook staat hier beschreven wat als afvalwater wordt gezien.

Afvalwater wordt gedefinieerd in artikel 1.9° als verontreinigd water waar men zich van ontdoet, zich moet ontdoen of de intentie heeft zich er van te ontdoen. Een belangrijke opmerking hierbij is dat regenwater wat niet in aanraking is geweest met verontreinigende stoffen hierbij niet wordt bijgerekend.

Huishoudelijk afvalwater zoals beschreven in artikel 1.10° is afvalwater dat alleen bestaat uit water afkomstig van volgende activiteiten:

- Normale huishoudelijke activiteiten
- Sanitaire installaties
- Keukens
- Reinigen van gebouwen zoals woningen maar ook restaurants, gebouwen waar klein- of groothandel wordt gedreven kapsalons, ...
- Wassalons waar toestellen uitsluitend door de klanten worden bedient.

Huishoudelijk afvalwater zoals beschreven in artikel 1.11° is water wat in de nijverheid voor afkoeling wordt gebruikt en dat niet in aanraking gekomen is met de af te koelen stof of andere verontreinigende stoffen.

Bedrijfsafvalwater wordt gedefinieerd in artikel 1.12° als afvalwater dat niet aan de bepalingen voldoet van huishoudelijk afvalwater of koelwater.

2.5.8 Vlaamse lozingsvoorwaarden

In Vlaanderen zijn de lozingsnormen vastgelegd in titel II van het Vlarem. Voor ingedeelde inrichtingen zijn in Vlarem II algemene en sectorale bepalingen inzake milieuhygiëne vastgelegd. Deel 4 hoofdstuk 2 beschrijft de beheersing van oppervlaktewaterverontreiniging. In dit hoofdstuk worden de algemene lozingsvoorwaarden beschreven. De sectorale lozingsvoorwaarden worden beschreven in het vijfde deel. Bij het verlenen van de milieuvergunning en bij de in akte name van de melding kunnen naast de algemene en sectorale lozingsvoorwaarden ook bijzondere lozingsvoorwaarden aan de ingedeelde inrichting worden toegewezen.

Algemene lozingsvoorwaarden zijn voorwaarden die van toepassing zijn op alle ingedeelde inrichtingen volgens de indelingslijst van Vlarem II. Sectorale milieuvorwaarden zijn voorwaarden die van toepassing zijn op het exploiteren van de overeenstemmende Vlarem II rubriek. De bijzondere milieuvorwaarden zijn voorwaarden die worden opgelegd aan individuele bedrijven. Deze drie types voorwaarden worden hieronder besproken.

2.5.8.1 Algemene lozingsvoorwaarden

De algemene lozingsvoorwaarden beschreven in deel 4 hoofdstuk 4.2 zijn van toepassing op:

- bedrijfsafvalwater en koelwater zoals bedoeld in de rubrieken 3.4 en 3.5;
- afvalwater, afkomstig van afvalwaterzuiveringsinstallaties zoals bedoeld in rubriek 3.6;
- huishoudelijk afvalwater zoals bedoeld in de rubriek 3.2.

Een belangrijke bemerking hierbij is dat het mengsel van bedrijfsafvalwater en huishoudelijk afvalwater integraal beschouwd wordt als bedrijfsafvalwater als de verschillende deelstromen niet apart kunnen worden gecontroleerd.

a) Bedrijfsafvalwater

De lozingsvoorwaarden van bedrijfsafvalwater en koelwater die in dit deel van Vlarem II worden beschreven, worden bepaald door de al dan niet aanwezigheid van gevaarlijke stoffen en de wijze waarop wordt geloosd. Met de wijze wordt bedoeld de lozing op oppervlaktewater of in de riolering. Onderstaande tabel 4 geeft een overzicht tussen de verschillende algemene lozingsvoorwaarden voor bedrijfsafvalwater in afwezigheid van gevaarlijke stoffen.

Zoals in tabel 4 te zien is, zijn er veel verschillen in de lozingsvoorwaarden naar wijze van lozing. De lozingsvoorwaarden voor het lozen in oppervlaktewateren zijn strenger dan de lozingsvoorwaarden in de openbare riolering. De verklaring hiervoor is dat het geloosde afvalwater in de openbare riolering nog gezuiverd wordt in de rioolwaterzuiveringsinstallatie. Er worden echter wel enkele bijkomende voorwaarden gesteld als wordt geloosd op de openbare riolering. Deze bijkomende voorwaarden zijn vooral gericht op de bescherming van het onderhoudspersoneel die in aanraking komt met het afvalwater. Daarnaast zijn deze bijkomende voorwaarden ook gericht op de bescherming van de riolering zelf en de biologische rioolwaterzuiveringsinstallatie.

Tabel 4: Vergelijking van algemene lozingsvoorwaarden voor ingedeelde inrichtingen naar wijze van lozing.

| Parameter | Bedrijfsafvalwater zonder GS in gewone oppervlaktewateren | Bedrijfsafvalwater zonder GS in openbare riolering |
|---|--|--|
| Pathogene kiemen | Ontsmetting bij hoeveelheid pathogenen zodat kans is op gevaarlijke besmetting | / |
| pH | 6,5 < pH < 9 | 6 < pH < 9,5 |
| BZV (mg/l) | 25 * | / |
| Temperatuur (T) | Maximaal 30°C (of 35°C afhankelijk van buiten T en T van het gebruikte water) | Maximaal 45°C |
| Bezinkbare stoffen | 0,5 ml/l * | / |
| Zwevende stoffen | 60 mg/l * | Maximale afmeting van 1cm ; 1000mg/l |
| Perchloorethyleenextraheerbare apolaire stoffen (mg/l) | 5 ml/l * | 500mg/l |
| Som van anionische, niet-ionogene en kationische oppervlakreactieve stoffen | 3 ml/l * | / |
| Oliën, vetten of andere drijvende stoffen | Er mag geen drijvende laag vastgesteld worden | / |
| Andere voorwaarden waaraan het geloosde afvalwater moet voldoen | | <ul style="list-style-type: none"> - Geen gevaar voor het onderhoudspersoneel van riolering/waterzuivering - Geen beschadiging aan riolering of verstopping - Geen invloed op werking waterzuiveringsinstallatie/pompsystemen - Geen zware verontreiniging veroorzaken in ontvangende oppervlaktewater |

* Deze waarden mogen nog vermeerderd worden met het gehalte in het opgenomen water, indien het bedrijfsafvalwater afkomstig is van gewoon oppervlaktewater en/of grondwater.

Voor de lozingsvoorwaarden van bedrijfsafvalwater die één of meerdere gevaarlijke stoffen bevat, worden dezelfde voorwaarden gehanteerd zoals weergegeven in tabel 4. Daarnaast worden nog enkele voorwaarden toegevoegd die betrekking hebben op de in bijlage 2C vermelde gevaarlijke stoffen zelf:

- De lozing van gevaarlijke stoffen opgenomen in bijlage 2C van titel II van het Vlarem moeten zoveel mogelijk worden voorkomen door het toepassen van de best beschikbare technieken. De best beschikbare technieken worden verder beschreven in paragraaf 2.5.8
- Concentraties hoger dan in indelingscriteria, zoals vermeld in de kolom "indelingscriterium GS (gevaarlijke stoffen)" van artikel 3 van bijlage 2.3.1 van titel II van het Vlarem, mogen enkel worden geloosd indien in de milieuvergunning emissiegrenswaarden zijn vastgesteld. Deze worden vastgesteld overeenkomstig artikel 2.3.6.1 van titel II van het Vlarem.

De opgelegde emissiegrenzen bepalen de maximaal toelaatbare hoeveelheid van een stof in het geloosde afvalwater. Bij eventuele verdunningen van de stof moet de emissiegrenswaarde worden gedeeld door de verdunningsfactor. Daarnaast kan deze emissiegrens ook een maximumhoeveelheid van een stof zijn tijdens één of meerdere perioden. Deze kan dan ook worden uitgedrukt in gewichtseenheid van de gevaarlijke stof ten opzichte van de verontreinigende werkzaamheid van de stof.

b) Huishoudelijk afvalwater

Bij de lozing van huishoudelijk afvalwater in het centrale gebied of collectief geoptimaliseerde buitengebied wordt het huishoudelijk afvalwater bij voorkeur rechtstreeks geloosd op de openbare riolering. Enkele verplichtingen waaraan het afvalwater moet doen:

- Geen: textielvezels, plastic verpakkingsmateriaal, vaste huishoudelijke afvalstoffen van organische en niet organische aard bevatten;
- Geen minerale oliën, ontvlambare stoffen en vluchtige solventen bevatten;
- Geen stoffen extraheerbaar met petroleumether, hoger dan 0,5 g/l bevatten;
- Geen stoffen die rioleringswater giftig of gevaarlijk maken bevatten.

Het huishoudelijk afvalwater in het te optimaliseren buitengebied en individueel te optimaliseren buitengebied dient door een individuele behandelingsinstallatie voor afvalwater te worden gezuiverd. De lozingsvoorwaarden worden in tabel 5 kort opgesomd.

Tabel 5: Algemene lozingsvoorwaarden voor huishoudelijk afvalwater in collectief te optimaliseren buitengebied en individueel te optimaliseren buitengebied

| Parameter | Bedrijfsafvalwater zonder GS in gewone oppervlaktewateren |
|--|--|
| Pathogene kiemen | Ontsmetting bij hoeveelheid pathogenen zodat kans is op gevaarlijke besmetting |
| pH | 6,5 < pH < 9 |
| BZV (mg/l) | 25 * |
| Temperatuur (T) | / |
| Bezinkbare stoffen | / |
| Zwevende stoffen | 60 mg/l * |
| Perchloorethyleenextraheerbare apolaire stoffen (mg/l) | / |
| Som van anionische, niet-ionogene en kationische oppervlakte-actieve stoffen | / |
| Oliën, vetten of andere drijvende stoffen | Er mag geen drijvende laag vastgesteld worden |
| Andere voorwaarden waaraan het geloosde afvalwater moet voldoen | <ul style="list-style-type: none">- Het geloosde afvalwater mag geen gevaarlijke stoffen bevatten als verstaan in bijlage 2C van Vlarem II in hogere concentratie van artikel 3 van bijlage 2.3.1 van Vlarem II;- De installatie moet lekvrij, structureel, duurzaam en corrosiebestendig zijn. |

2.5.8.2 Sectorale lozingsvoorwaarden

De sectorale milieuvorwaarden voor het lozen van afvalwater en koelwater zijn beschreven in deel 5 hoofdstuk 3 van titel II van het Vlarem. Hier wordt de opsplitsing gemaakt in voorwaarden voor het lozen van stedelijk afvalwater en industrieel afvalwater. Stedelijk afvalwater is huishoudelijk afvalwater of het mengsel van huishoudelijk- en bedrijfsafvalwater en/of afvloeiend hemelwater. Hieronder worden enkele voorwaarden besproken.

a) Stedelijk afvalwater

Een afvalwaterzuiveringsinstallatie als bedoeld in rubriek 3.6 moet aan bepaalde voorwaarden voldoen tijdens het ontwerp, bouwen, exploitatie en onderhoud. De waterzuiveringsinstallatie moet blijven functioneren bij plaatselijk normale omstandigheden. Er dient ook rekening gehouden worden met de seizoenschommelingen. Daarnaast moeten er ook representatieve monsters

genomen te worden van het inkomende afvalwater en het effluent. Met effluent wordt het behandelde afvalwater bedoeld wat in de ontvangende oppervlaktewateren wordt geloosd.

Op gebied van lozingsnormen, zijn er enkele afwijkingen ten opzichte van de algemene lozingsvoorwaarden voor huishoudelijk afvalwater. Deze voorwaarden zijn beschreven in bijlage 5.3.1. van Vlarem II. Bij deze normen is ook de referentiemethode weergegeven voor de bepaling van de waarden van de parameters.

Ook belangrijk hierbij is dat naast concrete waarden van parameters ook een minimum percentage van vermindering is gegeven. Dit is het percentage in de vermindering in vuilvracht ten opzichte van het influent.

Bij deze normen wordt er een onderscheid gemaakt in functie van de zuiveringscapaciteit van de waterzuiveringsinstallatie, uitgedrukt in I.E. . Hieronder worden in tabel 6 de sectorale lozingsvoorwaarden voor stedelijk afvalwater weergegeven voor agglomeraties met meer dan 10.000 I.E. . De lozingsvoorwaarden voor installaties met een lagere I.E. capaciteit zijn even of minder streng als de waarden opgenomen in tabel 6.

Tabel 6: Sectorale lozingsvoorwaarden voor de lozing van stedelijk afvalwater met een capaciteit van meer dan 10.000 I.E.

| Parameter | Concentratie | Minimum % van vermindering |
|------------------------------|--------------|----------------------------|
| BZV | 25 mg/l | 90 |
| CZV | 125 mg/l | 75 |
| Totale hoeveelheid ZS | 35 mg/l | 90 |
| Totaal fosfor | 2 mg/l | 80 |
| Totaal stikstof | 15mg/l | 80 |

b) Bedrijfsafvalwater

De sectorale lozingsvoorwaarden van bedrijfsafvalwater zijn zeer specifiek uitgewerkt voor de “verticale” rubrieken in de Vlarem indelingslijst. Bedrijven met een lozingshoeveelheid van meer dan 4.000 I.E. uit onderstaand opgesomde bedrijfstakken dienen dezelfde minimum vermindering te realiseren als vermeld in bijlage 5.3.1 van Vlarem II, afhankelijk van de debieten. Zo zullen bedrijven die een waterzuivering hebben die meer loost dan 10.000 I.E. aan dezelfde voorwaarden voldoen als de in tabel 6 vermelde concentraties en minimumvermindering. Voor bedrijven uit onderstaande bedrijfstakken die minder dan 10.000 I.E. lozen, moeten aan de voorwaarden voldoen vermeld in bijlage 5.3.1.b van Vlarem II.

- Bereiding van alcohol en alcoholhoudende dranken;
- Bereiding en botteling van frisdranken;
- Brouwerijen;
- Mouterijen;
- Vervaardiging van diervoeder uit plantaardige producten;
- Vervaardiging van gelatine en lijm op basis van huiden en beenderen;
- Vervaardiging van producten op basis van groenten en fruit;
- Verwerking van aardappelen;
- Visverwerkingsindustrie;
- Vleesindustrie;
- Zuivelindustrie.

Naast bovenstaande bedrijfstakken zijn er nog andere afwijkingen ten opzichte van de algemene voorwaarden zoals beschreven in paragraaf 2.5.6.1. Deze zijn terug te vinden in bijlage 5.3.2 van Vlarem II. Dit is een uitgebreide lijst die voorwaarden oplegt in functie van de aard van de bedrijvigheid voor lozingen. Hier worden per bedrijvigheid de voorwaarden weergegeven voor de lozing in openbare riolering en voor de lozing in oppervlaktewateren.

Voor het lozen van alle ingedeelde bedrijfsafvalwaters gelden ook nog enkele bijkomende regels als dit afvalwater wordt geloosd in de openbare riolering. Voordat dit afvalwater wordt geloosd in een opvangsysteem of in een afvalwaterzuiveringsinstallatie voor stedelijk afvalwater moet het ten minste een voorbehandeling ondergaan zodat aan volgende voorwaarden wordt voldaan:

- Gezondheid van het beschreven personeel werkzaam bij opvangsysteem en afvalwaterzuiveringsinstallatie mag niet in gevaar gebracht worden;
- Geen beschadiging toebrengen aan opvangsysteem en afvalwaterzuiveringsinstallatie en een goede werking ervan niet verhinderen;
- Slib moet uit milieuoogpunt op verantwoorde wijze worden afgevoerd.

Een belangrijke opmerking is dat één van de bijkomende sectorale voorwaarden is dat het gezuiverde afvalwater indien mogelijk moet worden hergebruikt, in plaats van het te lozen in oppervlaktewater. Dit is ook zo voor het door de afvalwaterzuiveringsinstallatie afkomstig slib. Daarbij is het ook verboden dit slib te lozen in oppervlaktewater.

Naast concentratienormen en minimum vermindering bestaat er ook het begrip vrachtnorm. Een vrachtnorm is de toelaatbare hoeveelheid van een parameter die binnen een bepaalde tijdseenheid geloosd mag worden. Een vrachtnorm kan ook uitgedrukt worden ten opzichte van een eenheid kenmerkend voor het activiteitsniveau.

2.5.8.3 Bijzondere lozingsvoorwaarden

Naast de algemene en de sectorale voorwaarden waaraan ingedeelde inrichtingen moeten voldoen, zijn er ook de bijzondere milieuvorwaarden. Deze voorwaarden kunnen eventueel worden opgelegd door de vergunningverlenende overheid aan individuele bedrijven via de omgevingsvergunning of de akte name van de melding. Voor het opleggen van de bijzondere milieuvorwaarden is een motivering nodig met oog op de bescherming van mens en leefmilieu. Hierbij moet ook rekening worden gehouden met:

- De toxiciteit;
- Persistentie;
- Bio-accumulatie van de betrokken stoffen.

De bijzondere milieuvorwaarden vullen de andere milieuvorwaarden aan of stellen bijkomende eisen. Bijzondere milieuvorwaarden stemmen overeen met het specifieke toepassingsgebied van het bedrijf.

2.5.9 Best Beschikbare Technieken

Onder best beschikbare technieken (BBT) verstaat men technieken of organisatorische maatregelen die het beste scoren op het gebied van milieu en ook haalbaar zijn op technologisch en economisch vlak. BBT is een belangrijk begrip voor bedrijven op vlak van het milieuvergunningenbeleid in Vlaanderen en Europa. In Vlaanderen zit dit in het Vlarem verweven en in Europa zitten deze in de Europese IPPC-richtlijn en de Richtlijn Industriële Emissies (RIE).

Best beschikbare technieken staat voor:

- **Best:** Het meest doeltreffend voor het bereiken van een hoog niveau van de bescherming van het milieu.
- **Beschikbaar:** Technieken die economisch en technisch haalbaar zijn en kunnen worden toegepast.
- **Technieken:** toegepaste technieken waarop een installatie wordt ontworpen, gebouwd, onderhouden, geëxploiteerd en ontmanteld.

2.5.9.1 Europees niveau

Op Europees niveau worden referentiedocumenten voor de BBT (BREF's) opgesteld. De referentie documenten komen tot stand in het Europese *Integrated Pollution Prevention and Control* (IPPC) bureau. De BREF's geven aan wat de BBT zijn voor bepaalde activiteiten en welke milieuprestaties met de toepassing van de BBT haalbaar zijn. Er wordt een onderscheid gemaakt in verticale en horizontale BREF's. Verticale BREF's zijn van toepassing voor specifieke industriële activiteiten. Horizontale BREF's gelden voor meerdere activiteiten binnen het toepassingsgebied van de RIE.

Een onderdeel van de BREF's zijn de BBT-conclusies. Dit onderdeel bevat een aantal conclusies die bepalen welke technieken of combinaties van technieken BBT vormen, met de doelstelling om bepaalde milieudoelstellingen te bereiken. Voor elke BBT wordt een milieuprestatieniveau vermeld. Zo een milieuprestatieniveau kan een emissieniveau (BBT-GEN), een verbruiksniveau of een ander soort prestatieniveau zijn. De BBT-conclusies zijn de referentie voor het vaststellen van de vergunningsvoorwaarden voor GBPV-installaties. De emissiegrenswaarden opgenomen in de vergunning mogen niet hoger zijn dan deze bepaald in de BBT-GEN (VITO 2015).

2.5.9.2 Vlaams niveau

De best beschikbare technieken worden verzameld voor verschillende sectoren door het BBT-kenniscentrum in Vlaanderen. Het Vlaamse kenniscentrum voor Beste Beschikbare Technieken is een initiatief van het Vlaamse Gewest en VITO. Op de website van het BBT-kenniscentrum wordt alle informatie over de BBT gratis beschikbaar gesteld (VITO 2015).

Het toepassingsgebied van de best beschikbare technieken staat beschreven in artikel 4.1.2.1 van Vlarem II. Hierin staat beschreven dat de exploitant steeds de best beschikbare technieken moet toepassen ter bescherming van mens en milieu. Elke ingedeelde inrichting moet dus de BBT toepassen. Dit zowel bij de keuze van behandelingsmethodes op het niveau van de emissies, als bij de keuze van de bron beperkende maatregelen.

Bij het bepalen van de best beschikbare technieken moet aan volgende punten veel aandacht besteed worden:

- Toepassing van technieken die weinig afval veroorzaken;
- De toepassing van minder gevaarlijke stoffen;
- De ontwikkeling van technieken voor de terugwinning en recycling van de in het proces uitgestoten en gebruikte stoffen en van afval;

- Vergelijkbare processen, apparaten of exploitatiemethoden die met succes op industriële schaal zijn beproefd;
- De vooruitgang van de techniek en de ontwikkeling van de wetenschappelijke kennis;
- De aard, de effecten en de omvang van de emissies;
- De data van ingebruikneming van de nieuwe of bestaande installaties of inrichtingen;
- De tijd nodig om te overschakelen naar een betere beschikbare techniek;
- Het verbruik en de aard van de grondstoffen en de energie-efficiëntie;
- Het algemene effect van de emissies en de risico's op het milieu te voorkomen of tot een minimum te beperken;
- Ongevallen voorkomen en de gevolgen daarvan voor het milieu te beperken;
- Informatie die gepubliceerd is door publiekrechtelijke internationale organisaties

Deze voorwaarden zijn terug te vinden in bijlage 3 van Vlarem II.

2.5.10 Heffing op waterverbruik

Wie water gebruikt, produceert ook afvalwater. Dit afvalwater dient dan ook gezuiverd te worden. Iedereen die water van een watermaatschappij en uit een eigen waterwinning gebruikt of water loost, moet een bijdrage betalen voor de zuivering van het water. De heffing op watergebruik staat beschreven in hoofdstuk IIIBIS van de wet van 26 maart 1971 inzake de bescherming van de oppervlaktewateren tegen verontreiniging. Het is gebaseerd op het beginsel van de vervuiler betaald.

Bij de heffing op waterverontreiniging wordt er onderscheid gemaakt in kleinverbruikers en grootverbruikers. Grootverbruikers verbruiken meer dan 500m³ leidingwater per jaar en/of hebben een eigen waterwinning met een pompcapaciteit van 5m³ per uur of meer. Tot de groep van de grootverbruikers horen de bedrijven, organisaties en de meeste landbouwers. De grootverbruikers betalen een aparte bijdrage, de heffing op waterverontreiniging.

De kleinverbruikers verbruiken minder dan 500m³ leidingwater per jaar en/of hebben een eigen waterwinning met een pompcapaciteit van minder dan 5m³ per uur. Tot deze groep horen de gezinnen. Deze groep betaald de waterfactuur die alle waterkosten bevat, inclusief de heffing op waterverontreiniging (Waterportaal 2016).

De heffing op waterverontreiniging van de grootverbruikers wordt bepaald door het aantal vervuilingseenheden N te vermenigvuldigen met het eenheidstarief T. Dit wordt voorgesteld op volgende formule:

$$H = N * T$$

Elk bedrijf heeft twee keuzes voor de bepaling van het aantal vervuilingseenheden. De eerste berekeningsmethode is op basis van meetgegevens van het geloosde afvalwater. De tweede methode is de forfaitaire berekeningsmethode. De VMM kan echter overgaan tot een heffing op basis van meet- en bemonsteringsgegevens als de nodige gegevens hiervoor beschikbaar zijn. Dit ongeacht de gekozen berekeningsmethode door het bedrijf. Bij beide berekeningsmethoden is de T component hetzelfde (VMM 2016a).

a) Berekening op basis van meetgegevens van het geloosde afvalwater

De berekeningsmethode op basis van meetgegevens is een berekening op basis van de werkelijk geloosde vuilvracht, zowel op de kwaliteit als de kwantiteit. Als bedrijven kiezen voor deze methode moeten ze in het jaar voorafgaand aan het heffingsjaar op eigen initiatief het afvalwater door een erkend laboratorium laten bemonsteren en laten analyseren in overeenstemming met de huidige

regelgeving. Op basis van deze meetgegevens berekent de VMM de geloosde vuilvracht en de daarbij horende heffing. De vuilvracht N bestaat bij deze methode uit vijf componenten:

$$N = N_1 + N_2 + N_3 + N_k + N_v$$

Waarbij:

- N_1 = zuurstofbindende en zwevende stoffen in het geloosde afvalwater
- N_2 = Aanwezigheid van zware metalen in het geloosde water
- N_3 = Aanwezigheid van nutriënten in het geloosde afvalwater
- N_k = Thermisch verontreinigd koelwater
- N_v = Verwerkbaarheid van het geloosde afvalwater

Als bovenstaande formule volledig wordt ontleed, valt af te leiden dat de hoogte van de heffing bepaald wordt door het afvalwatervolume, de lozingsplaats en de verwerkbaarheid van het afvalwater.

Voor de oppervlaktewaterlozers en de niet-oppervlaktewaterlozers geldt er een andere grondslag. Voor de oppervlaktewaterlozers blijft de N_1 component hetzelfde. Voor de niet-oppervlaktewaterlozers wordt de N_1 component verhoogd met een factor 0,2.

Het afwatervolume wordt bij voorkeur continu gemeten met een debietregistratie. Als het dag-debiet niet gekend is, stelt de VMM het dag debiet gelijk aan het quotiënt van het jaervolume en het aantal lozingsdagen. Als het afvalwatervolume helemaal niet gemeten werd, wordt het volume afvalwater bekomen door de som te nemen van:

- Het leidingwaterverbruik;
- Grondwaterverbruik;
- Oppervlaktewatergebruik;
- Hemelwaterverbruik;

En deze waarde wordt verminderd met de hoeveelheid koelwater die niet samen met het afvalwater werd geloosd.

De verwerkbaarheid van het afvalwater ligt vast in de N_v component. Deze is enkel van toepassing als er geloosd wordt op de riolering. Als het afvalwater een goede verwerkbaarheid heeft, wordt er geen korting toegekend. Als het afvalwater een slecht verwerkbaarheid heeft, dan moeten extra kosten betaald worden. Als het om complementair afvalwater gaat, wordt er een korting toegekend.

Deze berekeningsmethode wordt meestal gebruikt bij grote bedrijven die zelf een afvalwaterzuiveringsinstallatie hebben (VMM 2016b).

b) De forfaitaire berekeningsmethode

De forfaitaire berekeningsmethode maakt gebruik van activiteitgebonden omzettingcoëfficiënten voor de bepaling van de vervuilingseenheden. Deze zijn gekoppeld aan het waterverbruik en eventueel aan de productiegegevens. In tabel 6 wordt een overzicht gegeven van de verschillende berekeningsformules voor de vervuilingseenheden.

Tabel 7: Overzicht van de verschillende berekeningsmethode binnen de forfaitaire berekeningsmethode

| Berekening op basis van: | Formule voor de bepaling van N |
|---|--|
| Waterverbruik zonder koelwater | $N = [Q * (C1 + C2 + C3 + Cv)]$ |
| Waterverbruik met koelwater | $N = [Q * (C1 + C2 + C3 + Cv)] + [a_k * (K * 0,0004)]$ |
| Waterverbruik en productiegegevens zonder koelwater | $N = [(A/B) * C1] + [Q * (C2 + C3 + Cv)]$ |
| Waterverbruik en productiegegevens met koelwater | $N = \left[\left(\frac{A}{B}\right) * C1\right] + [(Q - K) * (C2 + C3 + Cv)] + [a_k (K * 0,0004)]$ |

Waarbij:

- Q = waterverbruik (m³)
- C1, C2, C3, Cv = omzettingscoëfficiënt
- K = koelwatervolume
- a_k = 0,550
- A/B = productie (grondslag)

Cv heeft betrekking op de verwerkbaarheid van het geloosde afvalwater. Hier wordt dezelfde indeling van verwerkbaarheid gemaakt als de berekening op basis van meetgegevens.

Het afvalwatervolume wordt bij deze methode bepaald door de som te nemen van het:

- Leidingwaterverbruik;
- Grondwaterverbruik;
- Oppervlaktewatergebruik;
- Hemelwaterverbruik.

Deze waarde wordt verminderd met de hoeveelheid koelwater die niet samen met het afvalwater werd geloosd.

Deze berekeningsmethode wordt vooral gebruikt door bedrijven die hun afvalwater niet zelf zuiveren of door bedrijven die geen sterk vervuilende activiteiten hebben (VMM 2016b).

3 Methodiek – Werkwijzen

In dit hoofdstuk wordt uitgelegd hoe het onderzoek werd uitgevoerd. Eerst wordt gekeken naar de gebruikte opstelling van het LUCAS[®]-systeem. Vervolgens wordt de methodiek voor de aanpassingen die aan het systeem zijn aangebracht toegelicht. Ook wordt er stilgestaan bij de bepaling en de opvolging van de verschillende parameters die een belangrijke rol spelen binnen de waterzuivering.

3.1 Proefopstelling LUCAS[®]-systeem

Dit onderzoek werd voorheen uitgevoerd in een LUCAS[®]-systeem met vier compartimenten. Daarna is overgegaan naar een LUCAS[®]-systeem met drie compartimenten. Dit onderzoek werd dan ook uitgevoerd in het nieuwe LUCAS[®]-3 systeem. De reden voor deze overgang is dat het nieuwe systeem gebruiksvriendelijker is en makkelijker is om aan te werken. De nieuwe LUCAS[®]-3 reactor werd geïnoculeerd voor de helft met slib van de oude LUCAS[®]-4 reactor en voor de andere helft met slib afkomstig van de waterzuivering van de brouwerij Haacht. In het slib van de oude LUCAS[®]-4 werd nog geen anammox bacterie gevonden. Omwille van de slechte activiteit van dit slib, werd er voor gekozen de nieuwe LUCAS[®]-3 reactor te inoculeren met deels het oude slib en met deels nieuw vers slib van een goed werkende waterzuivering.

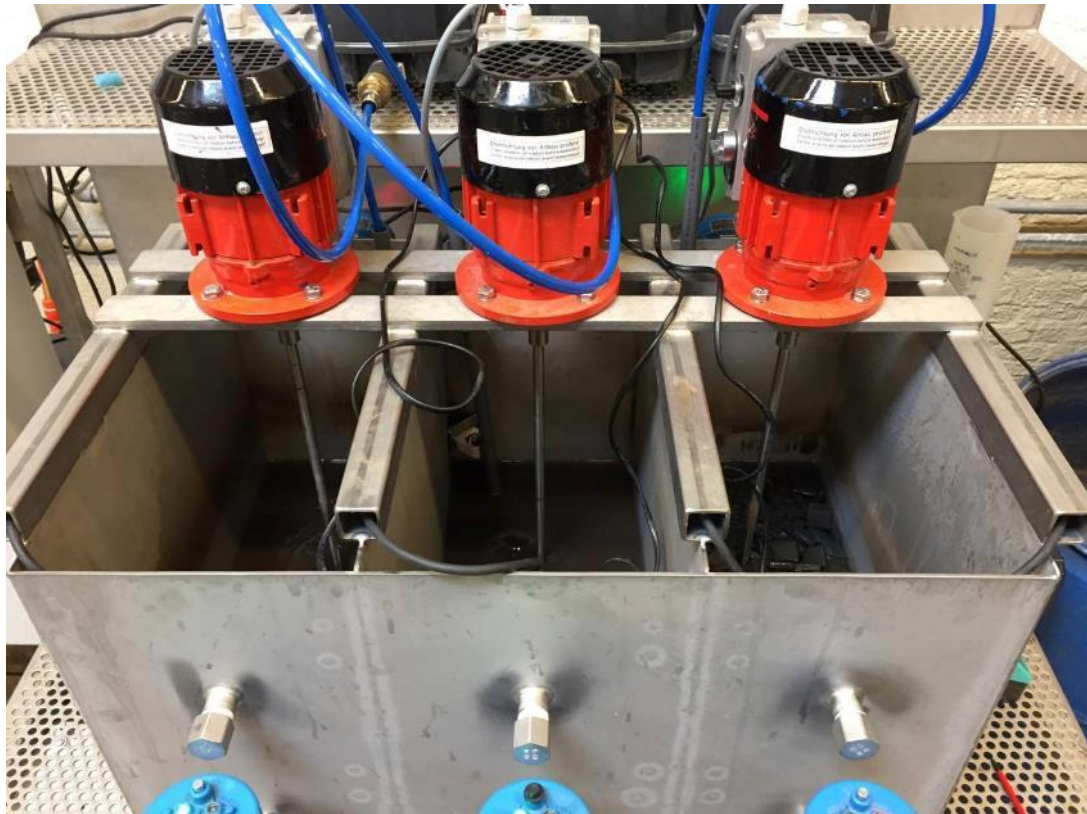
De cyclus van zowel LUCAS[®]-3 als LUCAS[®]-4 zijn terug te vinden als respectievelijk bijlage 1.1 en 1.2. Voor LUCAS[®]-3 werd er voor gekozen om de cyclus simpel te houden, zodat na verloop van tijd gemakkelijk aanpassingen aangebracht kunnen worden.

De tijd van deze fasen bedroeg elk één uur. Hierdoor werd er 3 van de 4 uren van elke hoofdfase belucht. Dit was van belang om de COD-verwijdering van het systeem te verhogen. Als influent van het systeem werd er gebruik gemaakt van het effluent van een *full-scale* UASB-reactor in de aardappel industrie. Dit effluent bevat ongeveer 240mg/L stikstof, voornamelijk in de vorm van ammonium. De COD-waarde van het influent is ongeveer 550mg/L. Meer specifieke resultaten zijn terug te vinden onder paragraaf 4: Resultaten.

Op figuur 7 en 8 is een afbeelding te zien van de LUCAS[®]-3 pilotreactor.



Figuur 7: LUCAS[®]-3 pilotreactor opstelling. Bovenop de reactor staan de mixers (rood) die voor een continue menging van de reactor zorgen waar nodig



Figuur 8: LUCAS®-3 pilotreactor opstelling. Hierop de is de inhoud van de reactor beter te zien. Het actieve volume van de reactor bedraagt in totaal 60 liter.

Ook is er een beluchtingschijf op figuur 9 te zien, die in elk compartiment aanwezig is. Hieraan is een compressor verbonden. In de beluchtingschijf zijn kleine poriën aanwezig waardoor de lucht doorheen kan. Hierdoor wordt de lucht in het systeem gebracht.

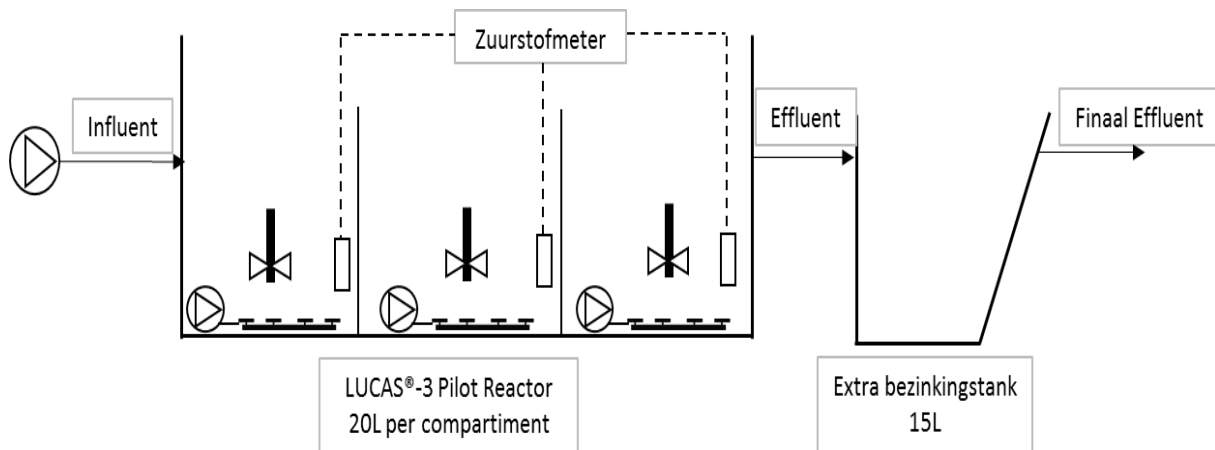


Figuur 9: Beluchtingschijf voor de beluchting. Er is in elke compartiment één schijf aanwezig. Door de kleine poriën in de schijf wordt de lucht in de reactor gebracht

3.2 Stroomschema Proefopstelling

Op figuur 10 is het stroomschema van de proefopstelling te zien, die tijdens het onderzoek is gebruikt. Elk compartiment is voorzien van een beluchtingsschijf, waardoor ze elk apart aangestuurd kunnen worden. Hierbij is ook een zuurstofsonde in elk compartiment voorzien. Deze maakt het mogelijk het zuurstofgehalte binnen elk compartiment in de reactor te regelen. Ook is in elk compartiment een mixer voorzien, voor een goede menging van het slib. Het compartiment dat in de bezinkingsfase zit, wordt niet gemengd zodat het slib bezonken blijft en niet uitspoelt met het effluent.

Het actief volume van elk compartiment is 20 liter. Na de LUCAS[®]-reactor is nog een extra bezinkingstank voorzien van 15 liter. Deze vangt het slib wat toch uitspoelt op. Dit opgevangen slib werd minimaal één maal per week terug in de reactor gebracht, zodat het slib in het systeem blijft.



Figuur 10: Stroomschema van de LUCAS[®]3 proefopstelling

3.3 Aanpassingen aan de reactor

3.3.1 Aanpassing van de temperatuur

Voor de aanpassing van de temperatuur in de reactor werd er gebruik gemaakt van drie aquarium-*heaters*. Alle drie de compartimenten werden van een *heater* voorzien, zodat in elk compartiment ongeveer dezelfde temperatuur bereikt werd. Uit de literatuurstudie bleek dat de optimale temperatuur van anammox tussen 20°C en 43°C is gelegen. De maximale temperatuur haalbaar met dergelijke *heaters* was ongeveer 30°C, waardoor de reactor op omtrent deze temperatuur werkzaam was na de installatie van de *heaters*. De verwarming van de reactor kan ook een positieve invloed hebben op de COD-verwijdering van het systeem.

3.3.2 Aanpassing van de zuurstofconcentraties

De zuurstofconcentratie van elk compartiment werd bepaald door middel van drie sensoren, die de opgeloste zuurstof (D.O.) concentratie in de reactor meten. Deze zijn aangegeven op het stroomschema van figuur 10. Aan de hand van de D.O. concentratie werd de beluchting geregeld. Er werd gewerkt met bepaalde setpoints, om de zuurstof concentratie in de reactor niet te hoog te doen oplopen, omwille van de anammox-inhibitie die bij hogere D.O. concentraties optreedt. De zuurstof meters werden wekelijks gezuiverd en gekalibreerd.

De initiële setpoints voor de zuurstofsturing van de reactor waren initieel 1,5-2,5 opgeloste mg O₂/L. Dit wil zeggen dat de beluchting start wanneer de D.O. concentratie in de reactor lager is als 1,5 mg/L, en stopt wanneer de D.O. concentratie hoger is als 2,5 mg/L. Deze kunnen in het SCADA-systeem aangepast worden.

3.3.3 Aanpassing van de cyclustijden

Ook kunnen de tijden van de verschillende fasen worden aanpast. De initiële lengten van de fasen was elk 60 minuten. Een volledige cyclus neemt dan in totaal 8 uur in beslag, of 480 minuten. Aan de hand van de resultaten van de reactor konden de lengte van de fasen worden aangepast. De tijdsduur van de fasen kan eenvoudig worden aangepast in het SCADA-systeem van de reactor.

3.3.4 Toepassing van de denitrificatiestap

Ook werd er in dit onderzoek gekeken naar de invloed van de toepassing van een denitrificatiestap voor de verwijdering van stikstof. Doordat de pilot-reactor gevoed wordt met effluent van een UASB, is er al een hoge fractie van de COD uit het afvalwater verwijderd. De COD die overblijft, zal dan ook minder goed biodegradeerbaar zijn. De bacteriën aanwezig in de reactor hebben dan ook geen goede koolstofbron ter beschikking. Vermits er een koolstofbron nodig is voor de denitrificatie van nitraat tot stikstofgas (paragraaf 2.2) zal er zonder toevoeging van een externe koolstofbron minder stikstof verwijderd worden door de klassieke pathway van nitrificatie – denitrificatie.

Als koolstofbron werd er gekozen voor het influent van de *full-scale* UASB. Hierdoor voegen we een externe COD-bron toe aan het systeem, zonder hiervoor een andere grondstof te gebruiken zoals natriumacetaat. Ook in het kader van duurzaamheid is dit een betere keuze voor het onderzoek.

3.4 Bepaling van concentraties relevante componenten

Voor de bepaling van COD, totaal stikstof, ammonium, nitraat, nitriet, totaal fosfor en orthofosfaat werd er gebruik gemaakt van verschillende test-kits van MACHERY NAGEL (MN). De procedure van elke test-kit is terug te vinden in de bijlage 2.1 – 2.7. De resultaten van de test-kits werden bepaald op basis van fotospectrometrie. Alle stalen, met uitzondering de totale COD-bepaling, werden eerst gefilterd voor de analyse. Dit om interferentie van de zevende deeltjes te vermijden tijdens de spectrofotometische bepaling.

De fotospectrometer die voor de bepaling van de resultaten gebruikt werd is de NANOCOLLOR® VIS II. Als verwarmingstoestel voor bepaalde protocollen werd er gebruik gemaakt van de NANOCOLLOR® Vario 4 heating block. Een foto van beide toestellen is te zien op respectievelijk figuur 11 en figuur 12.



Figuur 12: NANOCOLLOR® Vario 4 heating block voor de verwarming van test-tubes voor een aantal analyses



Figuur 11: de NANOCOLLOR® VIS II spectrofotometer voor de spectrofotometische concentratie bepalingen van verschillende componenten

3.5 Bepaling bijkomende parameters

Buiten de parameters die in paragraaf 3.5 beschreven zijn, zijn er nog enkele andere parameters van belang voor een goede opvolging van de reactor. Deze bijkomende parameters worden in dit hoofdstuk besproken, samen met de berekeningsmethode.

3.5.1 Mixed liquor (volatile) suspended solids

Mixed liquor suspended solids (MLSS) is een maat voor de onopgeloste bestanddelen aanwezig in het actieve slib, dus in de reactor zelf. De procedure voor de bepaling van de MLSS-waarde verloopt volgens het protocol dat terug te vinden is als bijlage 2.8. De MLSS waarde wordt vervolgens met volgende formule berekent:

$$MLSS = \frac{A - B}{\text{Volume van het staal}}$$

Waarbij: A= gewicht van de filter met gedroogde filtraat

B= gewicht van de filter

De eenheid van MLSS is gram per liter. Een MLSS-waarde van 3-6g/l wordt al normaal gezien bij de aerobe systemen. Een systematisch daling van slibconcentraties kan wijzen op slibuitspoeling of dat er niet genoeg gevoed wordt (Bell Brewery 2016).

Mixed liquor volatile suspended solids (MLVSS) is de vluchtige fractie van de onopgeloste deeltjes aanwezig in het slib. De vluchtige fractie is de organische fractie. Deze organische fractie zijn de actieve deeltjes in het slib. Het is dus de meest directe maat voor de slibconcentratie in de reactor.

Voor de organische fractie te bepalen, wordt het gewogen MLSS staal opnieuw verhit, nu bij een temperatuur van 540°C voor enkele uren. Dit wordt verassen genoemd. De organische fractie zal verdampen en enkel de as-fractie blijft over. Het filtreerpapier wordt dan opnieuw gewogen en de MLVSS kan dan met onderstaande formule worden bepaald (Bell Brewery 2016):

$$MLVSS = \frac{C - B}{\text{Volume van het staal}}$$

Waarbij: C= gewicht van de filter met asrest filtraat

B= gewicht van de filter

3.5.2 Zuiveringsrendementen

De zuiveringsrendementen die voor dit onderzoek van belang zijn, zijn stikstof (N) en de organische componenten (COD). Het zuiveringsrendement is een parameter voor de mate van werking van de reactor. Het zuiveringsrendement is het verschil in concentratie tussen het influent en het effluent. De formule voor de berekening van de verschillende zuiveringsrendementen is weergegeven op onderstaande formule (Dirk Seghers - Aqua Ics 2017):

$$\eta_j = \frac{(S_i - S_e)}{S_i}$$

Waarbij: S = Substraat concentratie

i = influent

e = effluent

Bovenstaande formule is algemeen opgesteld zodat deze voor meerdere substraten bruikbaar is. De eenheid van het verwijderingsrendement is percentage (%).

3.5.3 Slibretentietijd

De slibretentietijd (Engelse term: *sludge retention time* (SRT)) is een maat voor de verblijftijd van het slib binnen de reactor. Omwille van de trage reproductietijd van de anammox-bacteriën, is het belangrijk hoge slibretentietijden te verwezenlijken. Voor de berekening van de SRT wordt gebruik gemaakt van de onderstaande formule (Dirk Seghers - Aqua Ics 2017):

$$SRT = \frac{V_{AT} * X_{AT}}{Q_W * X_W}$$

Waarbij: V_{AT} = Volume aeratietank

X_{AT} = MLSS concentratie aeratietank

Q_W = Spui debiet

X_W = MLSS concentratie in spui

In de pilot-reactor is er geen spui pomp voorzien die slib uit het systeem verwijderd. Daarom wordt het debiet en de slibconcentratie gebruikt van het effluent van de reactor. Hier spoelt een fractie van het slib uit, en wordt dus via deze weg uit het systeem verwijderd. In theorie wordt geen slib uit het systeem verwijderd, omdat dit telkens opnieuw in de reactor wordt gebracht. Om toch een idee te krijgen van de retentietijd van het slib, wordt deze waarde bepaald. Als de SRT-waarde groot genoeg is, kan de extra bezinkingstank overbodig zijn.

3.5.4 Slibbelasting

De slibbelasting is de hoeveelheid substraat dat wordt gevoed ten opzichte van de hoeveelheid slib dat in de reactor aanwezig is. Het is een belangrijke parameter om op te volgen binnen de waterzuivering. Voor verdere optimalisatie van anammox kan deze parameter in de toekomst eventueel nog aangepast worden voor een betere werking. Daarom is het belangrijk nu een idee te krijgen van de slibbelasting op dit moment. De formule voor de slibbelasting is hieronder weergegeven. De eenheid is uitgedrukt in gCOD/(gMLVSS * dag). Het symbool voor COD slibbelasting is F/M en voor totale stikstof slibbelasting N/M. Dit staat respectievelijk in het Engels voor *Food/Nitrogen to microorganism*.

$$\frac{F}{M} = \frac{Q_i * Substraat_i}{V_{AC} * X_{AT}}$$

Waarbij: V_{AC} = Actieve volume

X_{AT} = MLVSS concentratie aeratietank

Q_i = debiet influent

Substraat_i = Substraat-concentratie van het influent

Het actieve volume van de reactor is gekend. Deze is namelijk 3 x 20L = 60L. De andere waarden zijn veranderlijk. Voor dit onderzoek is de COD slibbelasting en de totale stikstof slibbelasting van belang en worden bepaald.

3.6 Toetsing van de effluentwaarden aan de Vlaamse lozingsnormen

Voor de toetsing van de effluentwaarden van de reactor worden deze vergeleken met de lozingsvoorschriften, zoals deze weergegeven zijn in Vlarem II. Het afvalwater waar mee gewerkt werd is afkomstig van een aardappelverwerkingsbedrijf. In Vlarem II bijlage 5.3.2 zijn de sectorale lozingsvoorwaarden voor aardappelverwerking gegeven. In onderstaande tabel 8, zijn de lozingsvoorwaarden te zien waaraan het effluent moet voldoen om geloosd te worden op oppervlaktewater. De eenheden die onderlijnd zijn worden vergeleken met de resultaten van de reactor.

Tabel 8: Sectorale lozingsvoorwaarden voor de aardappelverwerkingsindustrie voor de toetsing van de effluent-waarden van de pilot-reactor

| Parameter | Waarde | Eenheid |
|--|--------------|---------------------------|
| <u>Ondergrens pH</u> | <u>6,5</u> | <u>pH-eenheid</u> |
| <u>Bovengrens pH</u> | <u>9,0</u> | <u>pH-eenheid</u> |
| <u>Temperatuur</u> | <u>30,0</u> | <u>°C</u> |
| Afmeting zwevende deeltjes | 2,0 | mm |
| <u>Zwevende stoffen</u> | <u>60,0</u> | <u>mg/l</u> |
| Bezinkbare stoffen | 1,5 | ml/l |
| Perchloorethyleenextraheerbare apolaire stoffen | 5,0 | mg/l |
| Som van anionische, niet-ionogene en kationische oppervlakte-actieve stoffen | 3,0 | mg/l |
| BZV | 25,0 | mg O ₂ /l |
| Som (chloorprofam, profam, thiabenzadol) | 0,50 | mg/l |
| <u>CZV</u> | <u>200,0</u> | <u>mg O₂/l</u> |
| <u>Kjeldahlstikstof</u> | <u>20,0</u> | <u>mg N/l</u> |
| <u>Ammonium</u> | <u>5,0</u> | <u>mg N/l</u> |
| Sulfiet | 1,0 | mg/l |

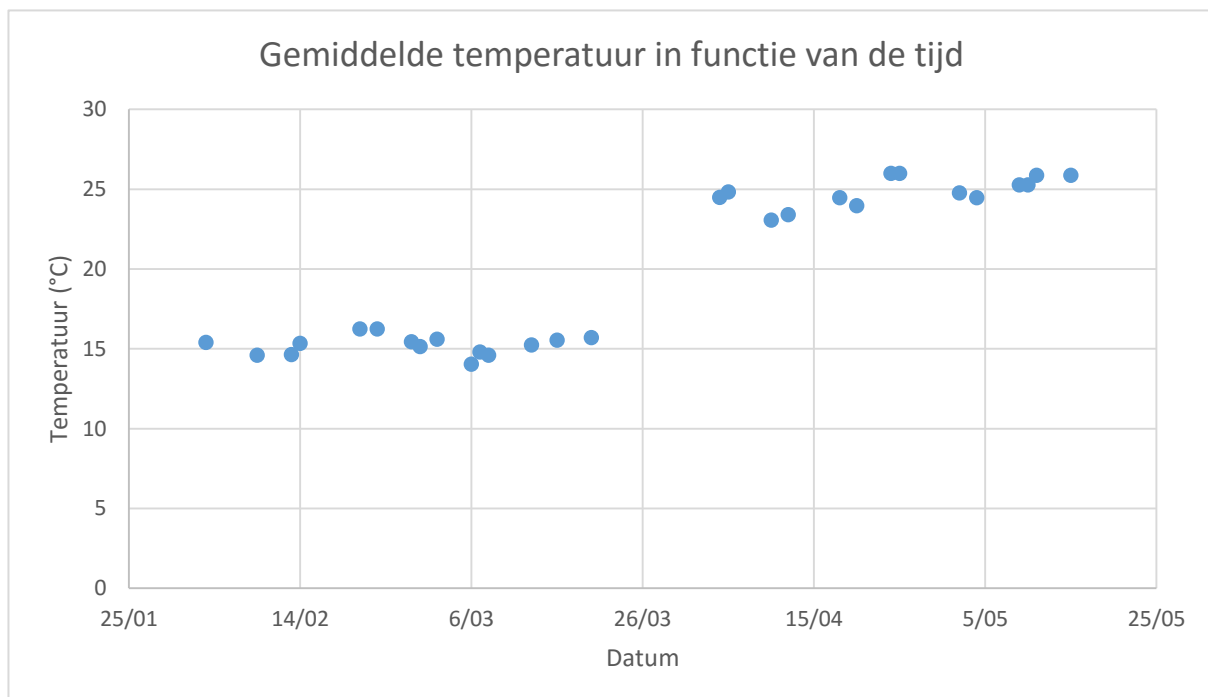
4 Resultaten

4.1 Aanpassing aan de reactor

In deze paragraaf worden de aanpassingen die aan de reactor zijn aangebracht besproken. Ook wordt hier de reden aangehaald voor de aanpassing die aan het systeem zijn aangebracht.

4.1.1 Aanpassing van de temperatuur

Een eerste aanpassing die werd aangebracht in de reactor is de temperatuur. De gemiddelde temperatuur in de reactor bedroeg 15,2°C. Na de plaatsing van de *heaters* bedroeg de gemiddelde temperatuur in de reactor 24,8°C. De aanpassing van de temperatuur is duidelijk te zien op figuur 13. Op 3 april zijn de *heaters* geïnstalleerd.

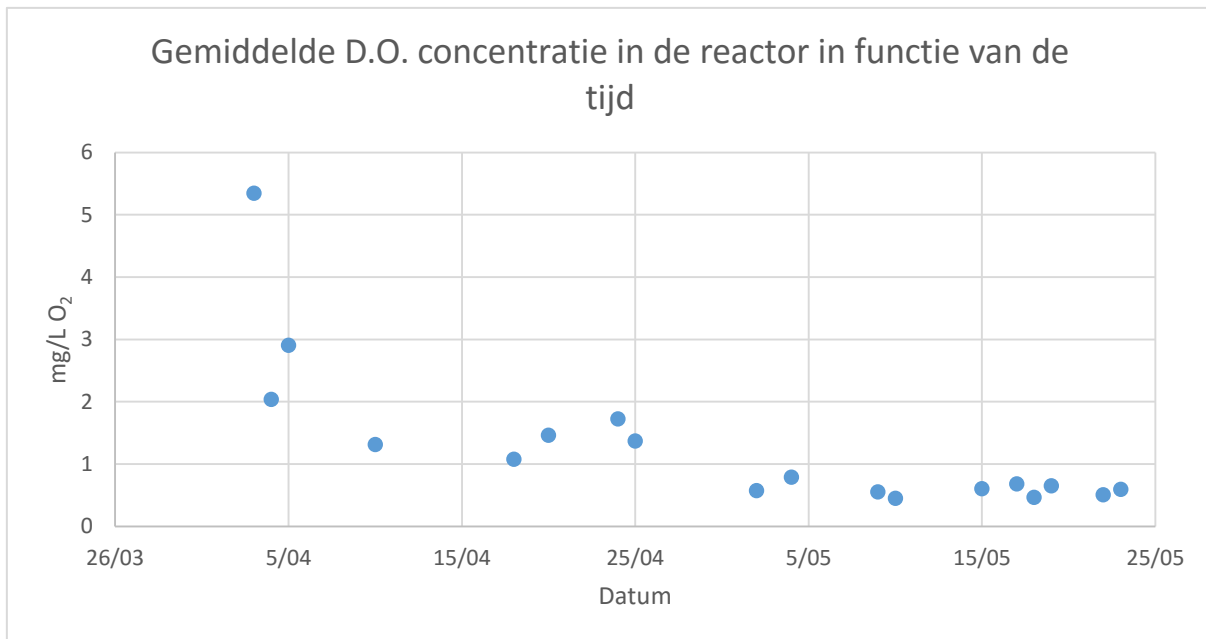


Figuur 13: Gemiddelde temperatuur in de reactor in functie van de tijd. Er is een duidelijke verhoging van de temperatuur na de installatie van de heaters

4.1.2 Aanpassing van de zuurstofconcentraties

Op 26 april zijn de D.O. setpoints verlaagd naar 0,5-1,5 opgeloste mg O₂/L. Daarbij is ook de intensiteit van de beluchting verminderd. Dit werd verwezenlijkt door de toekomstige luchtstroom te snoeren, waardoor er slechts een deel naar de beluchtingsschijf gestuurd werd. Op 4 mei is de D.O. setpoint verder verlaagd naar 0,5-1 mg O₂/L. Met deze setpoint werd verder gewerkt tijdens de loop van het onderzoek.

Op figuur 14 is de gemiddelde zuurstofconcentratie binnen de reactor weergegeven. De gemiddelde D.O. concentratie in de reactor voor 26 april gedraagt 2,16 mg/L ten opzichte van 0,60 mg/L na de aanpassingen.



Figuur 14: Gemiddelde D.O. concentratie in de reactor in functie van de tijd. Hierbij is een duidelijke verlaging van de D.O. concentratie te zien na de aanpassing van de setpoints en minder intense beluchting

4.1.3 Aanpassing van de cyclustijden

Ook zijn de lengten van de verschillende fasen aangepast. Initieel was de duur van elke fase 60 minuten. De tijdsduur van de fasen werd zo aangepast, dat er gemiddeld minder beluchting van het systeem was. In tabel 9 zijn de oude en de nieuwe lengten van de fasen naast elkaar gezet. De fasen die zijn aangepast zijn vetgedrukt. De volledige cyclus van de reactor is terug te vinden in bijlage 1.1.

Tabel 9: Vergelijking van de oude tijdsduur van de verschillende fasen en de nieuwe tijdsduur. De fasen die zijn aangepast zijn vetgedrukt

| Fase | Beluchting – geen beluchting | Oude tijdsduur (min) | Nieuwe tijdsduur (min) |
|--|------------------------------|----------------------|------------------------|
| 1A | Beluchting | 60 | 30 |
| 1B | Geen beluchting | 60 | 60 |
| 1C | Beluchting | 60 | 30 |
| Tussenfase 1 | Beluchting | 60 | 60 |
| 2A | Beluchting | 60 | 30 |
| 2B | Geen beluchting | 60 | 60 |
| 2C | Beluchting | 60 | 30 |
| Tussenfase 2 | Beluchting | 60 | 60 |
| Totale tijdsduur (minuten) | | 480 minuten | 360 minuten |
| Totale beluchtingstijd (minuten) | | 360 minuten | 240 minuten |
| Verhouding beluchting/totale tijdsduur | | 0,75 | 0,667 |

4.1.4 Toepassing van de denitrificatiestap

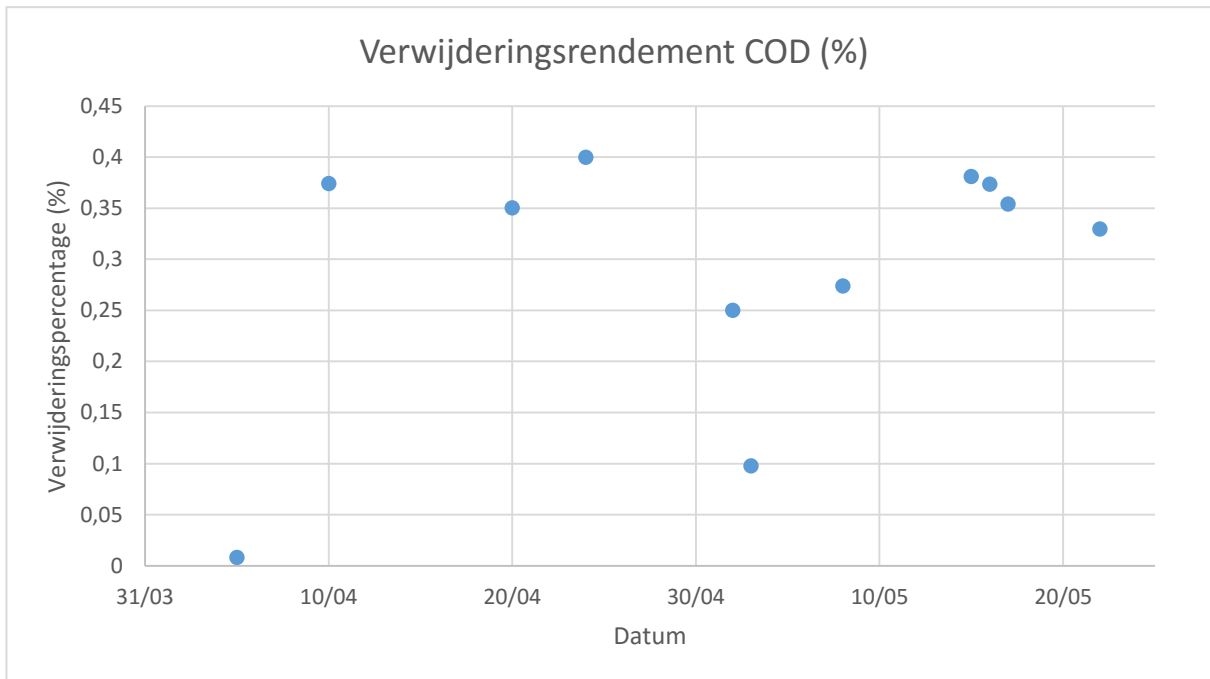
Tot slot werd ook de denitrificatiestap met succes geïmplementeerd. Resultaten hiervan zijn te zien op verschillende grafieken. Dit wordt verder toegelicht in paragraaf 5.1.4.

4.2 Verwijderingsrendementen

In deze paragraaf wordt naar de verwijderingsrendementen van de reactor gekeken. Zo wordt er gekeken naar de COD-verwijdering, stikstofverwijdering en ook de ammonium verwijdering.

4.2.1 COD-verwijdering

Op figuur 15 is de grafiek van het verwijderingsrendement van COD te zien. Bij de opstart van de reactor was er één meting die een negatief rendement aangaf. Deze is uit de grafiek gelaten. De andere resultaten liggen nogal verdeelt. Het is wel duidelijk dat er in het begin nog zeer lage rendementen te zien zijn. Daarna is deze gestegen naar rendementen tussen 25 en 40%.

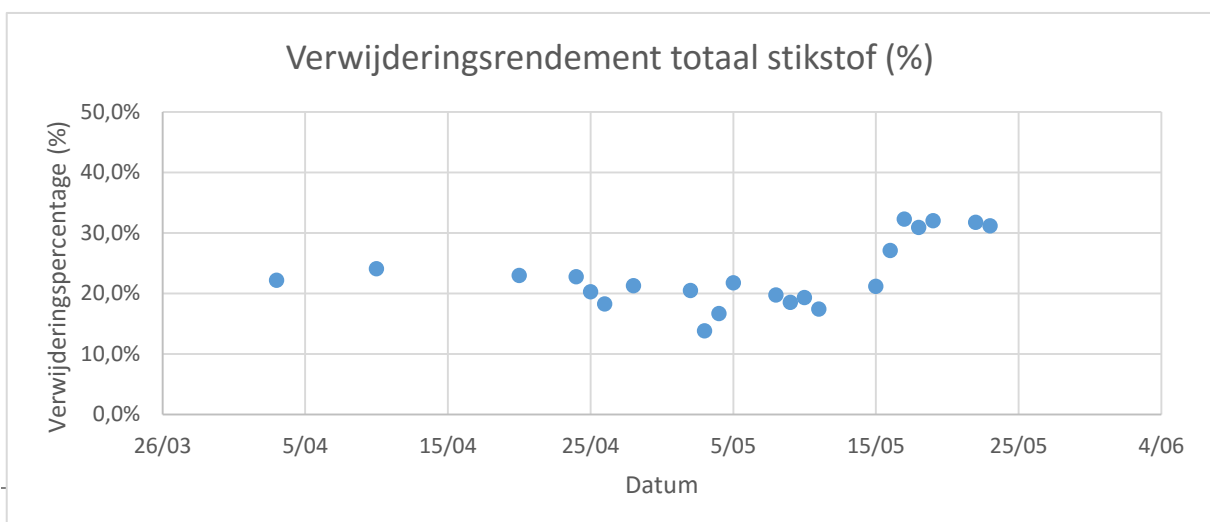


Figuur 15: COD-verwijderingsrendement in functie van de tijd

Het gemiddelde COD-verwijderingspercentage van de reactor bedraagt 29,0%.

4.2.2 Stikstofverwijdering

Het stikstofverwijderingspercentage van de reactor was mijn of meer stabiel doorheen de testperiode. Dit is te zien op figuur 16, waar de grafiek van het totaal stikstof verwijderingsrendement te zien is in functie van de tijd. Vanaf 15 mei is er een systematische stijging te zien in het verwijderingsrendement. Het gemiddelde verwijderingspercentage bedraagt 21,1%.



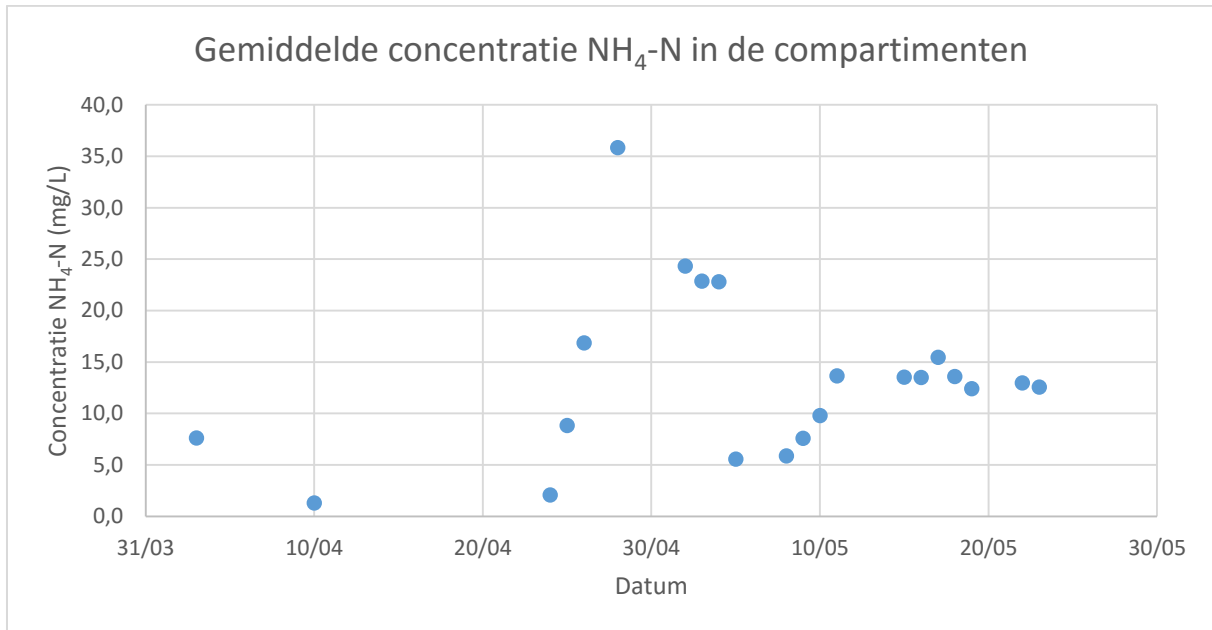
Figuur 16: Totaal stikstof verwijderingsrendement in functie van de tijd

4.3 Stikstofconcentraties in de compartimenten

In deze paragraaf worden de stikstofconcentraties die binnen de reactor heersen bekeken. Meer specifiek wordt er gekeken naar de ammonium, nitriet en de nitraat concentraties in de reactor.

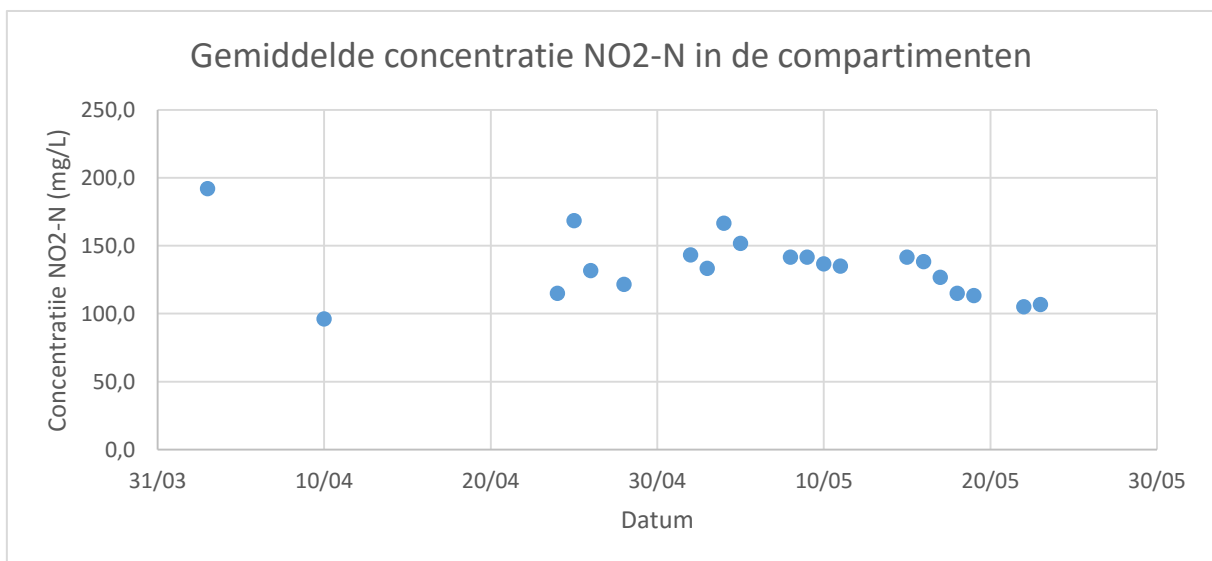
4.3.1 Ammonium- en nitrietconcentratie

Op onderstaande figuur 17 zijn de gemiddelde ammoniumconcentraties in de reactor weergegeven in functie van de tijd. Ook hier zijn nogal grote schommelingen in de concentraties te zien. De laatste resultaten liggen echter wel dicht bij elkaar in de buurt en zijn meer in stijgende lijn.



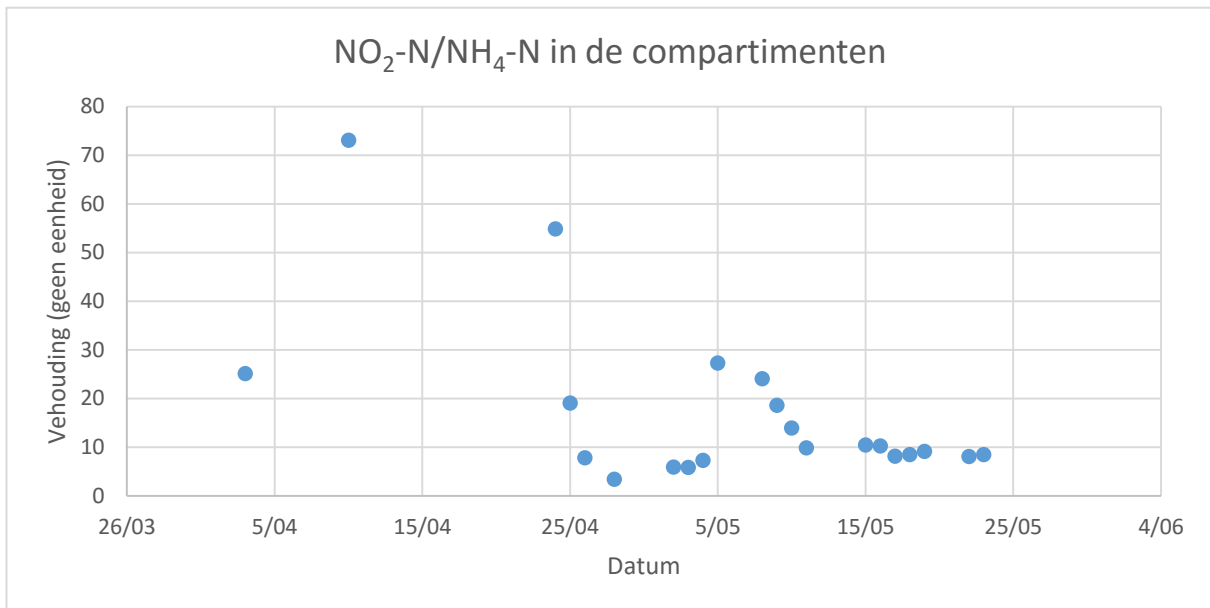
Figuur 17: Gemiddelde ammoniumconcentratie in de verschillende compartimenten in functie van de tijd

De gemiddelde nitriet concentratie die in de reactor heerste is weergegeven op figuur 18. De gemiddelde nitriet waarde doorheen het verloop was 140 mg NO₂-N/L.



Figuur 18: Gemiddelde nitrietconcentratie in de verschillende compartimenten in functie van de tijd

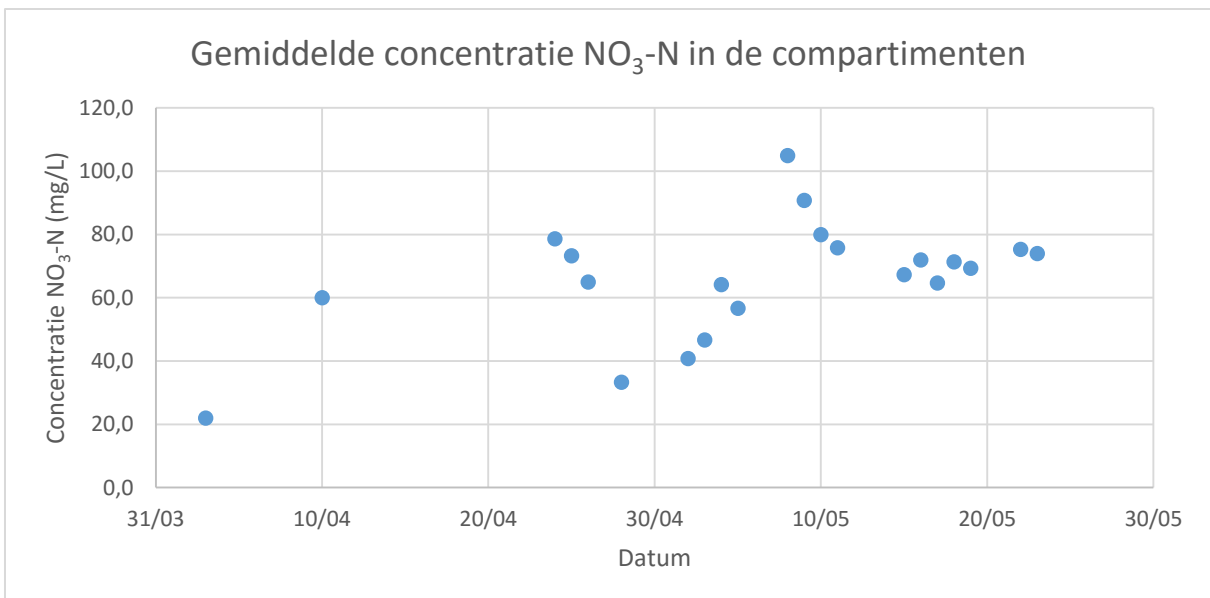
Ten slotte is de verhouding van nitriet ten opzichte van ammonium te zien op figuur 19. Ook hier zijn de laatste waarden stabiel en in dalende lijn.



Figuur 19: Gemiddelde verhouding van nitriet ten opzicht van ammonium in de reactor uitgedrukt in functie van de tijd

4.3.2 Nitraatconcentratie

Ten slotte wordt er gekeken naar de gemiddelde nitraatconcentratie in de reactor. De grafiek is terug te vinden in figuur 20. Ook hier liggen de nitraatconcentraties zeer uiteenlopend.



Figuur 20: Gemiddelde nitraatconcentratie in de verschillende compartimenten in functie van de tijd

4.4 Slibkarakteristieken

In deze paragraaf wordt dieper ingegaan bij enkele belangrijke parameters voor de opvolging van de reactor. Deze zijn meer specifiek gericht op het slib, zoals de slibconcentratie, slibbelasting en de slib retentietijd in de reactor.

4.4.1 Slibconcentratie

De resultaten van de slibconcentratie zijn weergegeven in onderstaande tabel 10. Hierin worden zowel het droge stofgehalte (MLSS) als organisch droge stofgehalte (MLVSS) gepresenteerd. Vanaf 14 april is er een mooie stijging van de slibconcentratie te zien.

Tabel 10: Resultaten van de totale slibconcentratie in de reactor, uitgedrukt in gram per liter

| Datum | MLSS (g/L) | MLVSS (mg/L) |
|------------|------------|--------------|
| 3/04/2017 | 2,6 | 1,96 |
| 11/04/2017 | 1,9 | 1,40 |
| 17/04/2017 | 2,3 | 1,61 |
| 24/04/2017 | 2,7 | 2,11 |
| 1/05/2017 | 3,2 | 2,46 |
| 9/05/2017 | 3,6 | 2,99 |
| 15/05/2017 | 4,3 | 3,35 |
| 22/05/2017 | 4,5 | 3,67 |

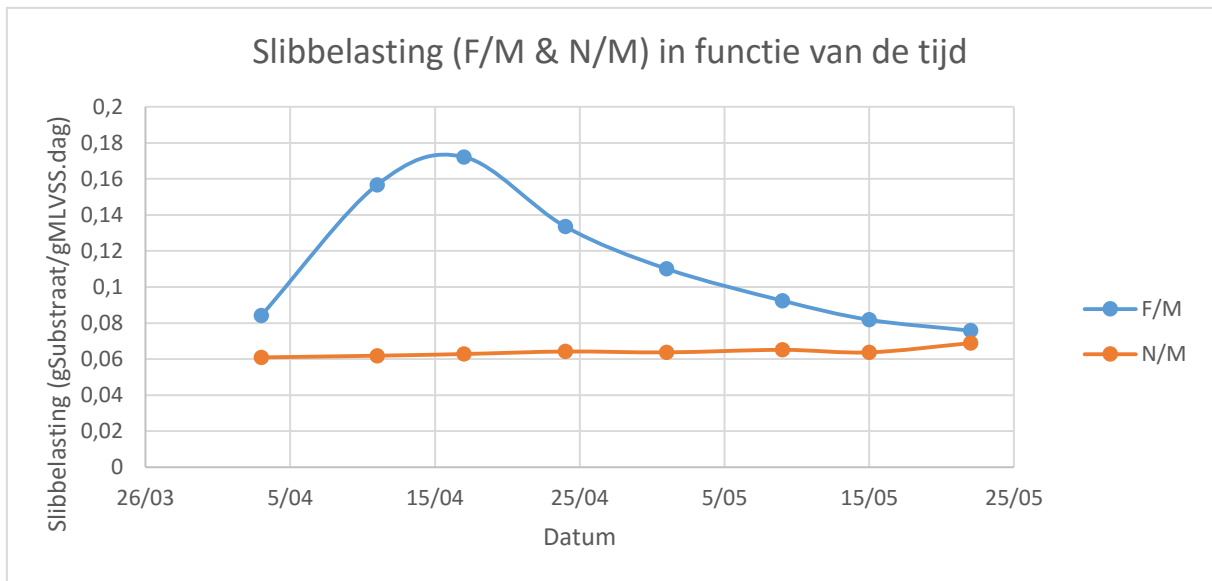
4.4.2 Slibbelasting

In onderstaande tabel 11 zijn de gegevens die nodig zijn voor de berekening van de slibbelasting weergegeven. De slibbelasting wordt berekend voor COD en TN. De reactor heeft een constant volume en werd aan een constante hoeveelheid gevoed. Enkel de COD-, TN-belasting en de MLVSS zijn veranderlijk.

Tabel 11: Gegevens noodzakelijk voor de berekening van de F/M. De MLVSS-waarde is één maal per week bepaald

| Datum | COD in (g/L) | TN (g/L) | MLVSS (g/L) | Flow influent (L/d) | Volume reactor (L) |
|------------|--------------|----------|-------------|---------------------|--------------------|
| 3/04/2017 | 0,362 | 0,262 | 1,96 | 27,36 | 60 |
| 11/04/2017 | 0,481 | 0,266 | 1,40 | 27,36 | 60 |
| 17/04/2017 | 0,608 | 0,27 | 1,61 | 27,36 | 60 |
| 24/04/2017 | 0,618 | 0,276 | 2,11 | 27,36 | 60 |
| 1/05/2017 | 0,594 | 0,274 | 2,46 | 27,36 | 60 |
| 9/05/2017 | 0,606 | 0,28 | 2,99 | 27,36 | 60 |
| 15/05/2017 | 0,601 | 0,274 | 3,35 | 27,36 | 60 |
| 22/05/2017 | 0,610 | 0,296 | 3,67 | 27,36 | 60 |

De resultaten van de slibbelasting zelf zijn weergegeven in een grafiek, te zien op figuur 21.



Figuur 21: Slibbelasting (F/M & N/M) in functie van de tijd

4.4.3 Slib retentietijd

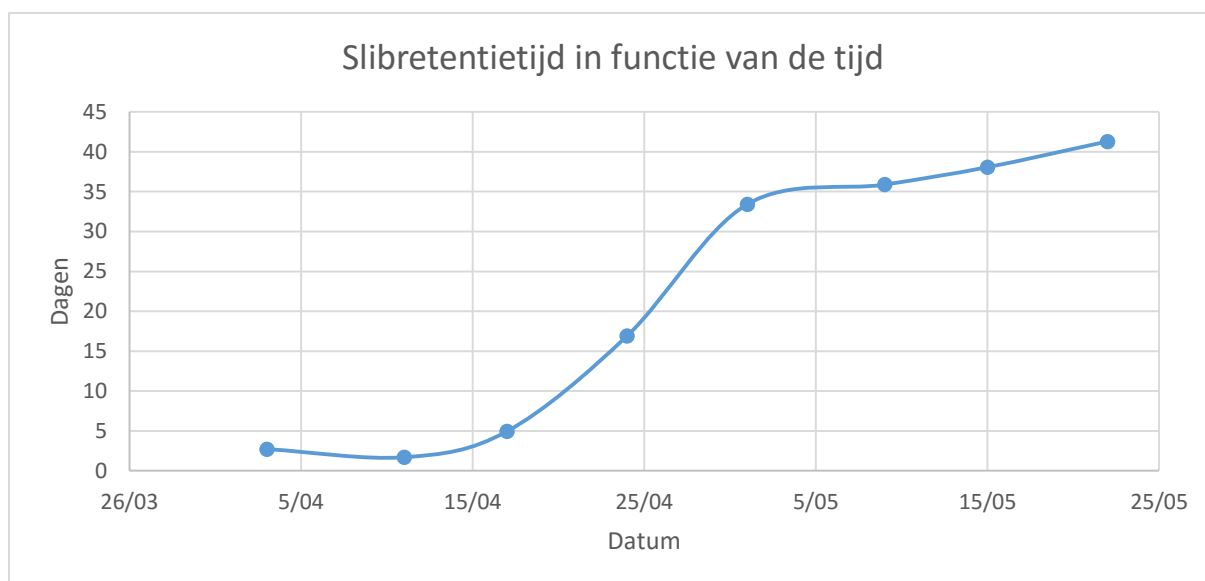
Ten slotte wordt nog gekeken naar de slibretentietijd. De gegevens voor de berekening zijn te zien in tabel 12.

Tabel 12: Gegevens noodzakelijk voor de berekening van de SRT. De MLSS- en TSS-waarde zijn één maal per week bepaald. TSS staat voor total suspended solids en komt overeen met de hoeveelheid zwevende deeltjes in het effluent

| Datum | MLSS (g/L) | Flow effluent (l/d) | Volume (L) | TSS (g/L) |
|------------|------------|---------------------|------------|-----------|
| 3/04/2017 | 2,6 | 27,36 | 60 | 2,1 |
| 11/04/2017 | 1,9 | 27,36 | 60 | 2,46 |
| 17/04/2017 | 2,3 | 27,36 | 60 | 1,02 |
| 24/04/2017 | 2,7 | 27,36 | 60 | 0,35 |
| 1/05/2017 | 3,2 | 27,36 | 60 | 0,21 |
| 9/05/2017 | 3,6 | 27,36 | 60 | 0,22 |
| 15/05/2017 | 4,3 | 27,36 | 60 | 0,25 |
| 22/05/2017 | 4,5 | 27,36 | 60 | 0,24 |

De SRT van de reactor is voorgesteld op figuur 22 in een grafiek. Bij de start van de nieuwe reactor zijn duidelijk veel lagere SRT te zien ten opzichte van verdere resultaten. Uiteindelijk is de SRT van de reactor lichtjes gestegen vanaf 5 mei.

Tabel 13: SRT in functie van de tijd. De SRT van de reactor is na verloop van tijd gestabiliseerd rond 35 dagen



4.5 Toetsing aan de lozingsnormen

De waarden die aan elkaar worden getoetst staan onderlijnt in tabel 8 onder paragraaf 3.6. Deze worden nog eens herhaald in tabel 14. In deze tabel worden ook de gemiddelde waarden van de maand mei weergegeven. Aan de hand hiervan kunnen dan conclusies worden getrokken of het effluent eventueel aan de regelgeving voldoet. Waarden die de norm overschrijden zijn aangeduid in het rood.

Tabel 14: Vergelijking van normering en de gemiddelde resultaten van mei. Er zijn slechts enkele waarden uit de norm besproken wegens beperking in de mogelijk tot de bepaling van een aantal parameters

| Parameter | Norm | Resultaat | Eenheid |
|------------------|---------|-----------|----------------------|
| pH | 6,5 - 9 | 8,2 | pH-eenheid |
| Temperatuur | 30 | 20,2 | °C |
| Zwevende stoffen | 60 | 230,0 | mg/l |
| CZV | 200 | 429,2 | mg O ₂ /l |
| Kjeldahlstikstof | 20 | 4,6 | mg N/l |
| Ammonium | 5 | 9,15 | mg N/l |

5 Discussie

5.1 Aanpassingen aan de reactor

In deze paragraaf worden de aanpassingen die aan het systeem zijn aangebracht besproken. Voor de specifieke gegevens van de resultaten wordt verwezen naar paragraaf 4.1.

5.1.1 Aanpassing van de temperatuur

De aanpassing van de temperatuur is succesvol toegepast. Er is een duidelijke stijging van de temperatuur te zien in de reactor na de plaatsing van de *heaters*. De resultaten voor 3 april, zijn de resultaten van de oude reactor die voor het anammox onderzoek werd gebruikt. Bij de opstart van de nieuwe reactor, zijn op 3 april de *heaters* geïnstalleerd. Dit omdat uit de literatuurstudie bleek dat de optimale temperatuur voor anammox tussen 20°C en 43°C gelegen was. Tijdens vooral de koudere perioden was deze temperatuur lager dan de optimale. Met de aanpassing is de gemiddelde temperatuur 24,8°C, wat een stap dichterbij de optimale condities voor anammox. Deze verwarmingsstap zou op *full-scale* niet nodig zijn. Vermits dit het effluent van een UASB is die bij hogere temperaturen werkt, heeft dit afvalwater al een temperatuur van 30°C als deze de UASB reactor verlaat. Op pilotschaal is verwarming echter wel noodzakelijk vermits het afvalwater reeds afgekoeld is.

Er moet echter ook rekening gehouden worden met de andere bacteriën aanwezig in de reactor. Uit de literatuurstudie bleek ook dat de optimale temperatuur van de AOB en de NOB respectievelijk 35°C en 38°C is. Met de aanpassing van de temperatuur zal dus ook de activiteit van de AOB en de NOB toenemen. Hierdoor zal er dus meer ammonium worden geoxideerd tot nitriet en ook meer nitriet worden geoxideerd tot nitraat, ten opzichte van de situatie waarbij er geen verwarming werd gebruikt.

Daardoor is het aangewezen om hogere temperaturen door verwarming te vermijden. Er moet namelijk een evenwicht ontstaan tussen de ammonium- en nitrietconcentratie binnen de reactor. Daarbij moet ook zo weinig mogelijk nitriet geoxideerd worden tot nitraat omdat nitraten niet door anammox verwijderd kunnen worden, enkel door denitrificatie.

5.1.2 Aanpassing van de zuurstofconcentraties

De aanpassing van 26 april resulteerde in een minder hoog oplopende zuurstofconcentratie in de reactor, wat een vereiste is voor anammox en gedeeltelijke nitritatie. Deze aanpassing hield een verandering van de D.O. *setpoints* en een vermindering van de intensiteit van de beluchting in. De initiële *setpoints* van de beluchting waren 1,5–2,5. Dit wil zeggen dat in de beluchtingsfasen de beluchting start bij een D.O. concentratie van 1,5 mg/L, en stopt bij 2,5 mg/L.

Doordat de beluchtingsschijven in de reactor te krachtig beluchten, liepen de zuurstofconcentraties zeer hoog op in de reactor. Dit komt door de vertraging die op de zuurstofmeting zit. Als de zuurstofsonde een concentratie van 2,5 mg/L bereikte, was de werkelijke D.O. concentratie veel hoger dan 2,5 mg/L. Uit de literatuurstudie blijkt dat er onomkeerbare inhibitie van anammox kan optreden bij 18 mg D.O./L. Er wordt gesteld dat er best met D.O. concentraties wordt gewerkt die maximaal 2 mg/L bedragen. Daarom is er ook een verlaging van de *setpoints* uitgevoerd naar 0,5-1,5. Om nog meer veiligheid in te bouwen werden deze *setpoints* nog eens verlaagd op 4 mei naar 0,5-1,0.

De verlaging van de D.O. *setpoints* en de minder intense beluchting werd uitgevoerd op 26 april. Dit is duidelijk in de grafiek zichtbaar. Voor de aanpassing zijn er veel hoog oplopende zuurstofwaarden te zien, die ver boven de setpoint van maximaal 2,5 mg/L kwamen. De aanpassingen hebben er voor gezorgd dat er geen hoge pieken in D.O. concentratie meer aanwezig zijn in de reactor.

Ook hebben deze lagere D.O. concentraties inhiberende effecten op de NOB. Dit is ook een positief gegeven, omdat er dan in theorie minder nitraten worden gevormd. Ook zullen er minder nitrieten worden gevormd en dus ook meer accumulatie van ammonium in de reactor. De D.O. *setpoints* die nu worden gebruikt worden, zijn goed en dienen voorlopig niet aangepast te worden voor het verdere onderzoek.

5.1.3 Aanpassing van de cyclustijden

De aanpassing van de cyclustijden was uitgevoerd om de verhouding van aeratie/totale cyclustijd te verkleinen. De aanpassing werd aangebracht op 4 mei. De reden hiervoor was om minder ammonium te oxideren tot nitriet en nitraat. De ammonium werd namelijk bijna volledig geoxideerd, waardoor er geen ammonium meer over zou blijven voor de anammox-bacteriën. De invloed van deze verandering op de ammonium concentratie wordt besproken onder paragraaf 5.3.1.

De verhouding die voor de aanpassing werd gebruikt was 0,75. Dit wil zeggen dat er 75% van de totale cyclus wordt belucht. Na de aanpassing is de verhouding ingesteld op 0,67. In de literatuur zijn er geen specifieke gegevens over optimale tijdsverhouding aeratie/totale cyclustijd. De optimale faselengten is dus een *trail and error*.

Voor het verdere verloop van het onderzoek wordt aangeraden de verhouding nog verder te verlagen. Omdat nog steeds te veel ammonium wordt geoxideerd, moet er nog minder belucht worden om meer accumulatie van ammonium te bekomen. In tabel 15 zijn de nieuw voorgestelde cyclustijden weergegeven. Hierbij zijn ook de reeds aangepaste cyclustijden te zien ter vergelijking.

Tabel 15: Voorstel voor nieuwe cyclustijden van het LUCAS®3-systeem. Hierbij wordt één fase opgesplitst in twee verschillende fasen

| Fase | Beluchting – geen beluchting | Huidige tijdsduur (min) | Voorgestelde tijdsduur (min) |
|--|------------------------------|-------------------------|------------------------------|
| 1A | Beluchting | 30 | 30 |
| 1B | Geen beluchting | 60 | 60 |
| 1C | Beluchting | 30 | 30 |
| Tussenfase 1A | Geen beluchting | | 30 |
| Tussenfase 1B | Beluchting | 60 | 30 |
| 2A | Beluchting | 30 | 30 |
| 2B | Geen beluchting | 60 | 60 |
| 2C | Beluchting | 30 | 30 |
| Tussenfase 2A | Geen beluchting | | 30 |
| Tussenfase 2B | Beluchting | 60 | 30 |
| Totale tijdsduur (minuten) | | 360 minuten | 360 minuten |
| Totale beluchtingstijd (minuten) | | 240 minuten | 180 minuten |
| Verhouding beluchting/totale tijdsduur | | 0,667 | 0,500 |

Zoals in tabel 15 te zien is, wordt er voorgesteld de twee tussenfasen op te splitsen in twee verschillende fasen. Het eerste deel van de tussenfasen wordt een anoxische fase, en het tweede deel blijft een aerobe fase. Hierdoor wordt de verhouding beluchtingstijd/totale cyclustijd verlaagd van 0,67 naar 0,5.

5.1.4 Toepassing van de denitrificatiestap

Op grafiek van de TN-verwijdering, te zien op figuur 16, is de invloed van de denitrificatiestap duidelijk te zien. Na de implementatie op 15 mei, is er een duidelijke verschuiving van de totale stikstofverwijdering te zien. Deze resultaten waren dan ook te verwachten. Deze implementatie zorgt er dan ook voor dat er nitrieten en nitraten uit het systeem verwijderd worden. Hierdoor zal de nitriet/ammonium verhouding meer naar de optimale 1,32/1 verhouding zakken. Dit is echter nog niet te zien op figuur 19.

5.2 Verwijderingsrendementen

In deze paragraaf worden de resultaten van de verwijderingsrendementen besproken. De verwijderingsrendementen die zijn besproken, zijn de COD en de totale stikstof verwijdering.

5.2.1 COD-verwijdering

De eerste waarde van de COD-verwijdering was negatief. Zoals eerder aangehaald is deze waarde niet opgenomen in de grafiek te zien op figuur 15 . De reden dat dit een negatieve waarde was, was de uitspoeling van slib. Bij deze meting was de reactor pas opgestart en het slib met zeer slechte bezinkingseigenschappen spoelde allemaal uit. Dit wordt ook bevestigd door de TSS-waarde van het effluent, terug te vinden in tabel 12. Ook de volgende meting is nog een slecht verwijderingspercentage. Ook hier is nog uitspoeling van het slib de oorzaak van de slechte verwijdering.

In het verdere verloop zijn er verwijderingspercentages behaald van ongeveer 30 – 40%. Maar daarna zijn er enkele metingen die sterk lager waren. Een mogelijke verklaring voor de lage waarden is de verandering van de D.O. *setpoints* en de minder intense beluchting. Deze aanpassing werd uitgevoerd op 26 april. Op de grafiek is dan ook duidelijk te zien dat na 26 april deze waarden daalden. Dit is een logisch gevolg omdat er met minder beluchting ook minder zuurstof ter beschikking is voor het slib om organische verbindingen te oxideren. Na enkele weken is het verwijderingsrendement terug gestegen, maar nog net iets lager als aan de start. Dit kan verklaard worden door gewinning van de bacteriën aan de nieuwe condities in de reactor.

5.2.2 Stikstofverwijdering

De stikstofverwijdering van de reactor was redelijk stabiel doorheen de testperiode. De verwijderingspercentages waren gelegen tussen 15% en 25%. De schommelingen kunnen liggen aan de nauwkeurigheid van de meetapparatuur of door menselijke fouten. Vanaf 16 mei is er toch een systematische stijging in de stikstofverwijdering van de reactor te zien.

Op 15 mei is de denitrificatiestap geïmplementeerd. Door middel van een tweede influent-pomp wordt er afvalwater met een hoge organische belasting gevoed in de anoxische fasen van de reactor. Zoals uit de literatuurstudie blijkt, is er stikstofverwijdering mogelijk door denitrificatie bij deze condities. De stikstof die door denitrificatie uit het systeem wordt verwijderd zijn nitraten en nitrieten. Omdat er voor anammox ongeveer gelijke hoeveelheden ammonium/nitriet nodig is, is ook dit een positief gegeven. Door nitriet uit het systeem te verwijderen zal de concentratie nitriet/ammonium in theorie dichter naar 1,26 dalen, wat optimaal is voor anammox.

5.3 Stikstofconcentraties in de compartimenten

In deze paragraaf worden de ammonium- en nitrietconcentraties die in de reactor heersen besproken. Daarna wordt ook de nitraatconcentratie besproken.

5.3.1 Ammonium- en nitrietconcentratie

Als er wordt gekeken naar de ammoniumconcentratie in de reactor, heersen er in het begin van de proefperiode zeer lage concentraties ammonium in de reactor (<5 mg/L). Dit komt doordat deze bijna volledig wordt geoxideerd door de AOB. Na de verlaging van de D.O. *setpoints* op 26 april, neemt de ammoniumconcentratie toe. Dit is een logisch gevolg van de aanpassing. Na enkele weken nemen de ammoniumconcentraties echter terug sterk af, tot 5 mg/L. Dit was geen voorzien resultaat.

Na de aanpassing van 4 mei, waarbij de D.O. *setpoints* verlaagd werden tot 0,5-1,0 en de cyclustijden veranderd zijn, blijken de ammoniumconcentraties terug toe te nemen. Als er wordt gekeken naar de nitrietconcentraties in de reactor doorheen het gehele verloop, zijn deze min of meer constant. De gemiddelde nitrietconcentratie in de reactor bedraagt 140 mg/L. Uit de literatuurstudie blijkt dat de gemiddelde nitrietconcentratie die voor inhibitie van anammox kan zorgen 280mg/L bedraagt. Een belangrijke opmerking hierbij is dat er echter een aantal studies uitwezen dat er al bij veel lagere concentraties inhibitie optrad van anammox. Om dus een zekere veiligheid in te bouwen, is het zeker noodzakelijk de vrije nitrietconcentratie in de reactor te doen dalen. De aanpassing van 4 mei lijkt ook een invloed te hebben op de nitrietconcentratie. Deze lijkt te zakken, wat een gewenst en verwacht effect is. Zo wordt er meer naar een evenwicht gestreefd tussen ammonium en nitriet.

Dit laatste blijkt ook uit de grafiek te zien op figuur 19. Hier is de verhouding van de nitriet over de ammoniumconcentratie weergegeven. Deze verhouding lijkt nu ook te zakken. Vermits er bij de anammox-reactie in verhouding 1,32 mol nitriet/1 mol ammonium met elkaar reageren, moet er gestreefd worden naar deze verhouding. Als we deze verhouding omzetten naar gram, dan is deze verhouding 1,65 gram nitriet/ 1 gram ammonium.

De D.O. *setpoints* zijn op dit moment goed. Deze bouwen een goede veiligheid in om niet te hoge D.O. concentraties te krijgen in de reactor. Daarom werd ook voorgesteld de cyclustijd nog aan te passen in de toekomst, zoals beschreven in paragraaf 5.1.3. Deze aanpassing kan ervoor zorgen dat er nog hogere ammoniumconcentraties in de reactor zullen heersen, terwijl de nitrietconcentraties zullen dalen. Dit zal ervoor zorgen, samen met de denitrificatiestap, dat de verhouding nitriet/ammonium dichter naar de gewenste verhouding zal dalen.

5.3.2 Nitraatconcentratie

De nitraatconcentratie is best zo laag mogelijk. Dit omdat nitraten geen rol spelen binnen anammox. De vorming van nitraten moet dus worden vermeden. Doorheen de gehele testperiode, bedraagt de gemiddelde nitraatconcentratie 62 mg/L. De aanpassingen die aangebracht zijn lijken geen invloed te hebben op de vorming van nitraten uit nitriet. De NOB lijken dus geen remming te ondervinden door de aanpassingen die zijn aangebracht. Dit was echter wel verwacht met de aanpassingen aangebracht op 26 april en 4 mei.

Uit de literatuurstudie blijkt dat de NOB minder resistent zijn tegen lage zuurstofconcentratie in de reactor. Om deze eventueel verder te remmen kunnen de *setpoints* van de D.O. verlaagd worden naar 0,25-0,75. Dit kan eventueel nog gebeuren indien de implementatie van de denitrificatiestap na verloop van tijd geen invloed heeft op de nitraatconcentratie in de reactor. Voordat hier een uitspraak kan worden over gedaan, moeten verdere resultaten uitwijzen. Momenteel wordt dus niet voorgesteld om de D.O. *setpoints* in dit opzicht te verlagen.

5.4 Slibkarakteristieken

De resultaten van de slibkarakteristieken worden in deze paragraaf besproken. Hieruit worden ook voorstellen tot verbetering aangehaald die in het vervolg van het project kunnen worden toegepast.

5.4.1 Slibconcentratie

De eerste weken na de opstartperiode van de reactor, was er een duidelijke afname van de slibconcentratie in de reactor. Dit kan verklaard worden door de uitspoeling van het slecht bezinkbare slib. Het slib dat voor de enting gebruikt was, was voor een groot deel afkomstig van een *full-scale* waterzuiveringsinstallatie. In de LUCAS®3-pilot reactor heeft het slib in totaal 1 uur de tijd om te sedimenteren, de rest zal uitspoelen. In de originele installatie had het slib waarschijnlijk meer tijd om te bezinken, waardoor hier het meest slecht bezinkbare slib uitspoelde. Dit eerste slib werd dan ook niet terug aan de reactor toegevoegd.

Daarna is er een duidelijke systematische stijging van de slibconcentratie te zien. Er is dus een goede aangroei van het slib vast te stellen. Ook met de vermindering van de aeratie blijkt dat er nog steeds een goede aangroei is. De slibbelasting is dus momenteel goed.

5.4.2 Slibbelasting

De COD slibbelasting was in het begin in stijgende lijn. Dit komt doordat er uitspoeling van het slib optrad. Daarnaast werd er een nieuwe batch influent gebruikt als voeding, die een hogere COD-waarde bevatte. Deze combinatie van de twee maakte dat de slibbelasting toenam.

Daarna was de COD-waarde van de voeding constant rond 600 mg/L. De slibconcentratie begon dan wel toe te nemen, waardoor de slibbelasting daalde. Met deze slibbelasting is er dus een goede aangroei van het slib. Deze slibbelasting van 0,3 gCOD/(gMLVSS*dag) moet dus worden behouden. De stikstof slibbelasting van de reactor was doorheen het verloop van de onderzoeksperiode redelijk constant. De gemiddelde belasting bedroeg 0,064 g TN/L.

5.4.3 Slib retentietijd

Uit de literatuurstudie blijkt dat een SRT van 30 dagen een goede richtwaarde is. Dit komt door de lage reproductietijd van de anammox-bacteriën. Doordat er geen rechtstreeks spui slib is, wordt het effluent gezien als een middel om slib uit de reactor te verwijderen.

Momenteel wordt het opgevangen slib in de extra bezinkingstank terug in de reactor gebracht om een hoge slibretentietijd te bekomen. Aan het einde van de proefperiode wordt een SRT van meer dan 35 dagen gehaald, hetgeen meer dan voldoende is voor anammox. Daarom wordt er aangeraden de extra bezinkingstank te verwijderen uit de opstelling, of het slib niet terug in de reactor te brengen. Op deze manier kan er een dynamisch evenwicht ontstaan tussen de aangroei van het slib en de slib dat door uitspoeling uit het systeem wordt verwijderd.

5.5 Toetsing aan de lozingsnormen

Als de sectorale lozingsnormen van de aardappelindustrie worden vergeleken met de behaalde resultaten, zijn bij de vergeleken resultaten drie die niet aan de lozingsnorm voldoen. Dit zijn de zwevende stoffen, COD en ammonium. Daarbij moet er ook worden voldaan aan de in paragraaf 2.5.8.2 besproken minimumvermindering. Zo moet er voor de COD-waarde een minimumvermindering van 80% behaald worden. Dit is voor de maand mei slechts 27%.

De reden voor de overschrijding van de ammonium-norm is dat accumulatie van ammonium het doel is op dit moment. Omdat er momenteel geen anammox-activiteit in de reactor zit, wordt de ammonium dan ook niet uit het systeem verwijderd door de anammox-reactie. De stikstof die toch uit het systeem wordt verwijderd is door de klassieke nitrificatie-denitrificatie en nitritatie-denitritatie. Wanneer er anammox-activiteit wordt vastgesteld, zal er meer stikstof uit het systeem verwijderd worden in de vorm van ammonium en nitriet.

Omdat dit een onderzoek is, is het op dit moment zeker geen prioriteit om de lozingsnormen te halen. Het doel is enkel de optimale condities voor anammox in het LUCAS®-systeem te creëren.

6 Conclusie

Doorheen de looptijd van het onderzoek, zijn er een aantal aanpassingen aan de reactor voor het anammox-onderzoek aangebracht. Deze aanpassingen hadden tot doel meer optimale condities te creëren voor anammox. Momenteel zijn er nog geen aanwijzingen op anammox activiteit in de reactor. De aanpassingen die zijn aangebracht zijn wel stappen in de goede richting. Het voornaamste doel is om nitriet en ammonium in ongeveer dezelfde hoeveelheden binnen de reactor te verkrijgen.

De eerste aanpassing was een temperatuursverhoging van de reactor. Deze werd met succes toegepast. Om de AOB en NOB niet verder te stimuleren, wordt er aangeraden de temperatuur niet verder te verhogen. Dit om te voorkomen dat meer ammonium wordt geoxideerd tot nitraat en nitriet. Om de ammonium oxiderende bacteriën en vooral de nitriet oxiderende bacteriën te inhiberen, was de kracht van de beluchting verminderd, samen met de opgeloste zuurstofconcentraties in de reactor. De opgeloste zuurstofconcentraties werden verminderd door de *setpoints* van de beluchting te verlagen van 1,5-2,5 mg O₂/L naar 0,5-1,0 mg O₂/L.

Een derde aanpassing die werd aangebracht is de aanpassing van tijdsduur in bepaalde fasen. De hoofdfasen waarin enkel belucht werd, werden verkort, om zo ook minder ammonium te oxideren. Er wordt voorgesteld om de twee tussenfasen op te delen in twee, zodat er in het eerste deel van de tussenfasen geen beluchting is en in het tweede deel wel. Hierdoor zal er in verhouding nog minder belucht worden, wat minder oxidatie van ammonium betekent.

Ten slotte is ook een denitrificatiestap ingevoerd, om de gevormde nitrieten en nitraten te reduceren tot stikstofgas. De laatste aanpassing zorgt ervoor dat de nitriet en nitraatconcentraties in de reactor afnemen, terwijl de ammonium aanwezig blijft. Als koolstofbron werd een geconcentreerde afvalwaterstroom gebruikt, zodat er geen waardevolle grondstoffen zoals natriumacetaat wordt gebruikt. Ook wordt nog voorgesteld om de extra bezinkingstank te verwijderen uit het systeem, of toch het uitgespoelde slib niet terug in de reactor te brengen. De reden hiervoor is dat de slibretentietijd van 30 dagen wordt gehaald. Dit zal zorgen voor een dynamisch evenwicht tussen slibgroei en uitspoeling van het slib.

Alle aanpassingen die werden toegepast hadden voornamelijk als doel de oxidatie van ammonium te remmen, omdat alle ammonium voorheen werd geoxideerd. Met de voorstellen die worden gegeven vanuit de resultaten van het onderzoek, wordt nog een stap dichterbij gezet in de richting van de optimale condities voor anammox. Aan de hand van de verdere resultaten kunnen dan nog eventuele andere aanpassingen in de reactor worden aangebracht. Deze aanpassingen kunnen nog verdere aanpassingen van de cyclustijd zijn en de D.O. *setpoints*.

Het afvalwater dat voor het onderzoek gebruikt wordt is perfect geschikt voor het onderzoek. Het bevat namelijk hoge ammoniumconcentraties, wat volgens de literatuur het meest geschikt is voor anammox toe te passen. De voorbehandeling van het afvalwater is dus optimaal een anaerobe reactor, zoals hier een UASB. Als nabehandeling kan het noodzakelijk zijn de laatste COD te verwijderen door een extra beluchtingsbekken.

Literatuurlijst

Bell Brewery (2016) Proces and operational manual aerobic and anaerobic treatment. *Bell Brewery-Port Bell* (September): 1–166.

Cui F (2012) Cold CANON : Anammox at low temperatures. (July): 118.

Dirk Seghers - Aqua Ics (2017) BL INTEGRATIE 2017. Diepenbeek: Aqua Ics.

H. David Stensel (2006) Sidestream Treatment for Nitrogen Removal - HD stensel. .

Jin RC, Yang GF, Yu JJ and Zheng P (2012) The inhibition of the Anammox process: A review. *Chemical Engineering Journal* 197: 67–79.

Lackner S, Gilbert EM, Vlaeminck SE, Joss A, Horn H and Loosdrecht MCM Van (2014a) ScienceDirect Full-scale partial nitritation / anammox experiences e An application survey. *Water Research* 55(0): 292–303. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.02.032>.

Lackner S, Gilbert EM, Vlaeminck SE, Joss A, Horn H and Loosdrecht MCM Van (2014b) ScienceDirect Full-scale partial nitritation / anammox experiences e An application survey. *Water Research* 55(0): 292–303.

Li X (2014) Nitrogen removal by combined nitritation-anammox process in an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. .

LNE (2016) *GPBV-installaties - Departement Leefmilieu, Natuur en Energie*. . Available at: <https://www.lne.be/gpbv-installaties> (accessed 06/01/17).

Lotti T, Kleerebezem R, Hu Z, Kartal B, Jetten MSM and van Loosdrecht MCM (2014) Simultaneous partial nitritation and anammox at low temperature with granular sludge. *Water Research* 66(July 2016): 111–121.

Omgevingsloket (2017) *Home // Omgevingsloket*. . Available at: <https://www.omgevingsloket.be/omgevingsvergunning/home> (accessed 02/03/17).

Soliman M and Eldyasti A (2016a) Development of partial nitrification as a first step of nitrite shunt process in a Sequential Batch Reactor (SBR) using Ammonium Oxidizing Bacteria (AOB) controlled by mixing regime. *Bioresour Technol*. Elsevier Ltd 221: 85–95. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2016.09.023>.

Soliman M and Eldyasti A (2016b) Development of partial nitrification as a first step of nitrite shunt process in a Sequential Batch Reactor (SBR) using Ammonium Oxidizing Bacteria (AOB) controlled by mixing regime. *Bioresour Technol*. Elsevier Ltd 221: 85–95.

Star WRL Van Der (2008) *Growth and metabolism of anammox bacteria*. .

VITO (2010a) *Actief slib systemen | EMIS*. . Available at: <https://emis.vito.be/nl/techniekfiche/actief-slib-systemen> (accessed 05/01/17).

VITO (2010b) *Biologische nutriëntverwijdering | EMIS*. . Available at: <https://emis.vito.be/nl/techniekfiche/biologische-nutriëntverwijdering> (accessed 05/01/17).

VITO (2015) *Begrip BBT | EMIS*. . Available at: <https://emis.vito.be/nl/begrip-bbt> (accessed 09/12/16).

VMM (2000) *Europese kaderrichtlijn Water — Vlaamse Milieumaatschappij*. . Available at: <https://www.vmm.be/wetgeving/europese-kaderrichtlijn-water> (accessed 06/01/17).

VMM (2016a) *Heffingen — Vlaamse Milieumaatschappij*. . Available at:

<https://www.vmm.be/water/heffingen> (accessed 06/01/17).

VMM (2016b) *Berekening voor bedrijven en instellingen — Vlaamse Milieumaatschappij*. . Available at: <https://www.vmm.be/water/heffingen/bereken-je-heffing/berekening-voor-bedrijven-en-instellingen#section-2> (accessed 06/01/17).

Waterleau (2016a) *Technologies | Waterleau*. . Available at: <http://www.waterleau.com/en/technologies> (accessed 12/10/16).

Waterleau (2016b) *References | Waterleau*. . Available at: <http://www.waterleau.com/en/references> (accessed 12/10/16).

Waterportaal (2016) *Heffing op waterverontreiniging | Waterportaal*. . Available at: <http://www.waterportaal.be/WATERBRONNEN/Wettelijk kader/Heffingen/Heffingopwaterverontreiniging.aspx> (accessed 06/11/16).

Yang J, Trela J, Zubrowska-Sudol M and Plaza E (2015) Intermittent aeration in one-stage partial nitrification/anammox process. *Ecological Engineering* 75: 413–420.

Figurenlijst

| | |
|--|----|
| Figuur 1: Schematisch overzicht nitrificatie – denitrificatie (H. David Stensel 2006) | 10 |
| Figuur 2: Schematisch overzicht van nitritatie – denitritatie (H. David Stensel 2006)..... | 11 |
| Figuur 3: Vereenvoudigde schematische voorstelling van anammox in de stikstofcyclus | 12 |
| Figuur 4: Schematische voorstelling van de mogelijke werking van een LUCAS -systeem met drie compartimenten (Waterleau 2016a) | 16 |
| Figuur 5: Waterzuivering van AB Inbev, Hoegaarden, België in de drankenindustrie (Waterleau 2016b) | 17 |
| Figuur 6: Waterzuivering van DSM, Nanjing, China, in de voedingsindustrie (Waterleau 2016b) | 18 |
| Figuur 7: LUCAS®-3 pilotreactor opstelling. Bovenop de reactor staan de mixers (rood) die voor een continue menging van de reactor zorgen waar nodig | 34 |
| Figuur 8: LUCAS®-3 pilotreactor opstelling. Hierop de is de inhoud van de reactor beter te zien. Het actieve volume van de reactor bedraagt in totaal 60 liter..... | 35 |
| Figuur 9: Beluchtingsschijf voor de beluchting. Er is in elke compartiment één schijf aanwezig. Door de kleine poriën in de schijf wordt de lucht in de reactor gebracht | 35 |
| Figuur 10: Stroomschema van de LUCAS®3 proefopstelling..... | 36 |
| Figuur 11: de NANOCOLLOR® VIS II spectrofotometer voor de spectrofotometrische concentratie bepalingen van verschillende componenten | 37 |
| Figuur 12: NANOCOLLOR® Vario 4 heating block voor de verwarming van test-tubes voor een aantal analyses | 37 |
| Figuur 13: Gemiddelde temperatuur in de reactor in functie van de tijd. Er is een duidelijke verhoging van de temperatuur na de installatie van de heaters | 41 |
| Figuur 14: Gemiddelde D.O. concentratie in de reactor in functie van de tijd. Hierbij is een duidelijke verlaging van de D.O. concentratie te zien na de aanpassing van de setpoints en minder intense beluchting..... | 42 |
| Figuur 15: COD-verwijderingsrendement in functie van de tijd | 43 |
| Figuur 16: Totaal stikstof verwijderingsrendement in functie van de tijd | 43 |
| Figuur 17: Gemiddelde ammoniumconcentratie in de verschillende compartimenten in functie van de tijd..... | 44 |
| Figuur 18: Gemiddelde nitrietconcentratie in de verschillende compartimenten in functie van de tijd | 44 |
| Figuur 19: Gemiddelde verhouding van nitriet ten opzicht van ammonium in de reactor uitgedrukt in functie van de tijd..... | 45 |
| Figuur 20: Gemiddelde nitraatconcentratie in de verschillende compartimenten in functie van de tijd | 45 |
| Figuur 21: Slibbelasting (F/M & N/M) in functie van de tijd | 47 |

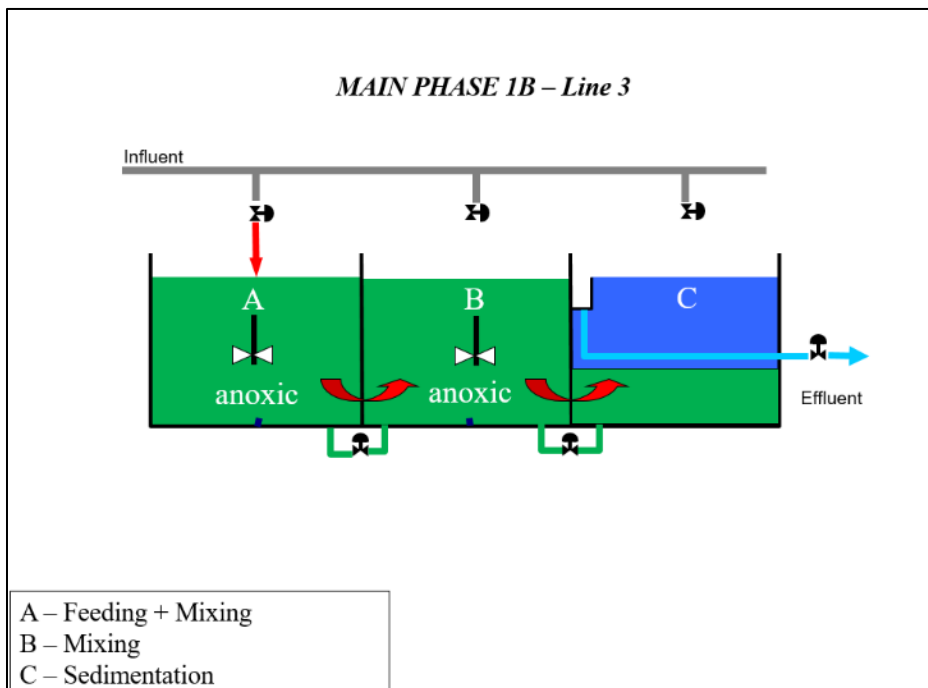
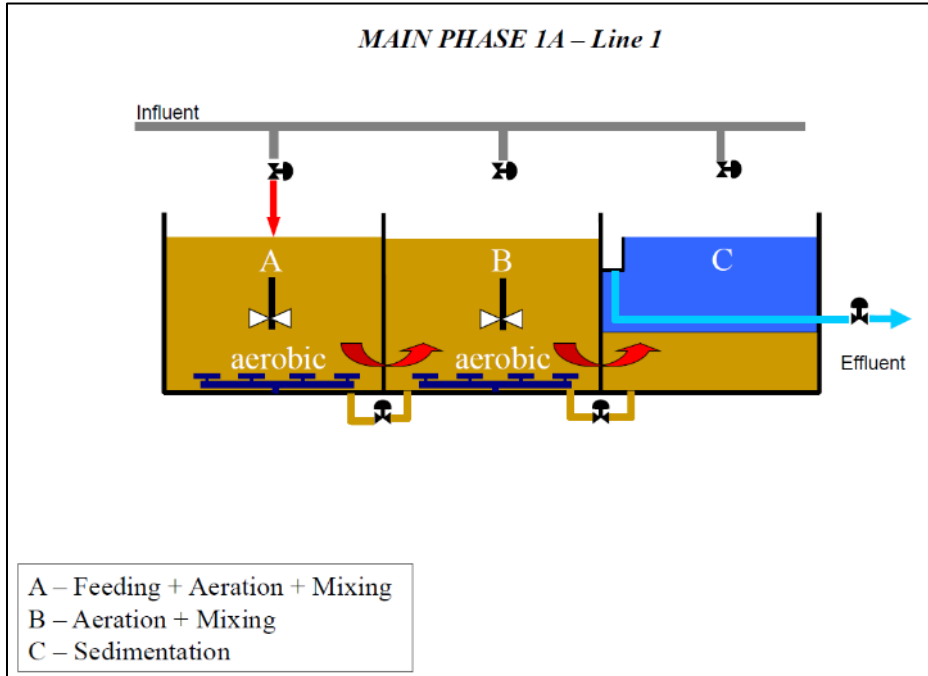
Tabellenlijst

| | |
|---|----|
| Tabel 1: Voordelen van de verschillende methoden beschreven in deze paragraaf (Lackner et al 2014b) | 13 |
| Tabel 2: Vergelijking van de besproken processen (Cui, 2012)..... | 13 |
| Tabel 3: Optimale condities en inhibitie door substraten voor AOB, NOB en anammox (Cui 2012).... | 15 |
| Tabel 4: Vergelijking van algemene lozingsvoorwaarden voor ingedeelde inrichtingen naar wijze van lozing. | 26 |
| Tabel 5: Algemene lozingsvoorwaarden voor huishoudelijk afvalwater in collectief te optimaliseren buitengebied en individueel te optimaliseren buitengebied | 27 |
| Tabel 6: Sectorale lozingsvoorwaarden voor de lozing van stedelijk afvalwater met een capaciteit van meer dan 10.000 I.E. | 28 |
| Tabel 7: Overzicht van de verschillende berekeningsmethode binnen de forfaitaire berekeningsmethode | 33 |
| Tabel 8: Sectorale lozingsvoorwaarden voor de aardappelverwerkingsindustrie voor de toetsing van de effluent-waarden van de pilot-reactor..... | 40 |
| Tabel 9: Vergelijking van de oude tijdsduur van de verschillende fasen en de nieuwe tijdsduur. De fasen die zijn aangepast zijn vetgedrukt | 42 |
| Tabel 10: Resultaten van de totale slibconcentratie in de reactor, uitgedrukt in gram per liter | 46 |
| Tabel 11: Gegevens noodzakelijk voor de berekening van de F/M. De MLVSS-waarde is één maal per week bepaald | 46 |
| Tabel 12: Gegevens noodzakelijk voor de berekening van de SRT. De MLSS- en TSS-waarde zijn één maal per week bepaald. TSS staat voor total suspended solids en komt overeen met de hoeveelheid zwevende deeltjes in het effluent..... | 47 |
| Tabel 13: SRT in functie van de tijd. De SRT van de reactor is na verloop van tijd gestabiliseerd rond 35 dagen | 48 |
| Tabel 14: Vergelijking van normering en de gemiddelde resultaten van mei. Er zijn slechts enkele waarden uit de norm besproken wegens beperking in de mogelijk tot de bepaling van een aantal parameters | 48 |
| Tabel 15: Voorstel voor nieuwe cyclustijden van het LUCAS®3-systeem. Hierbij wordt één fase opgesplitst in twee verschillende fasen | 50 |

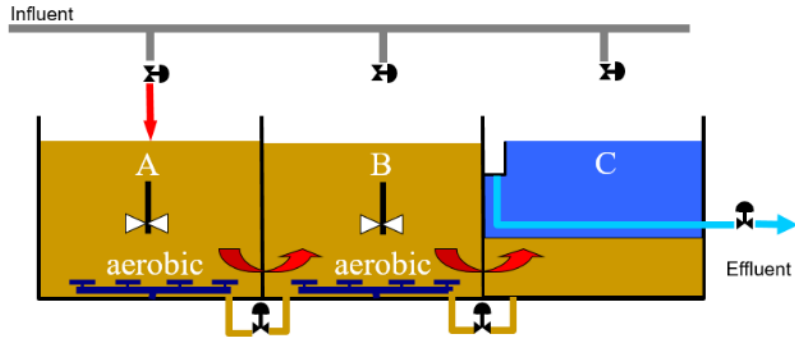
Bijlagen

1. Cyclus LUCAS®-systeem

1.1 Cyclus LUCAS®-3

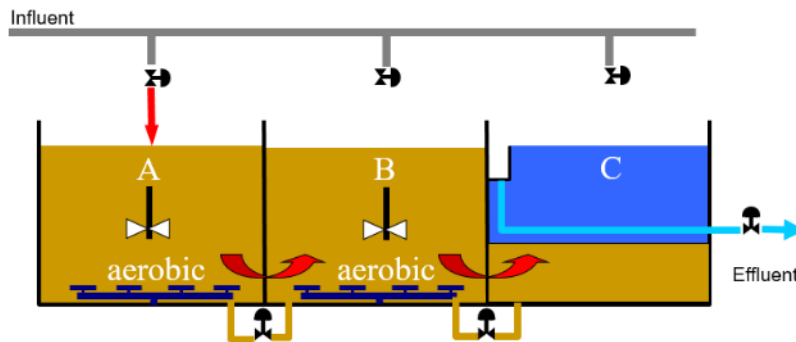


MAIN PHASE 1c – Line 5

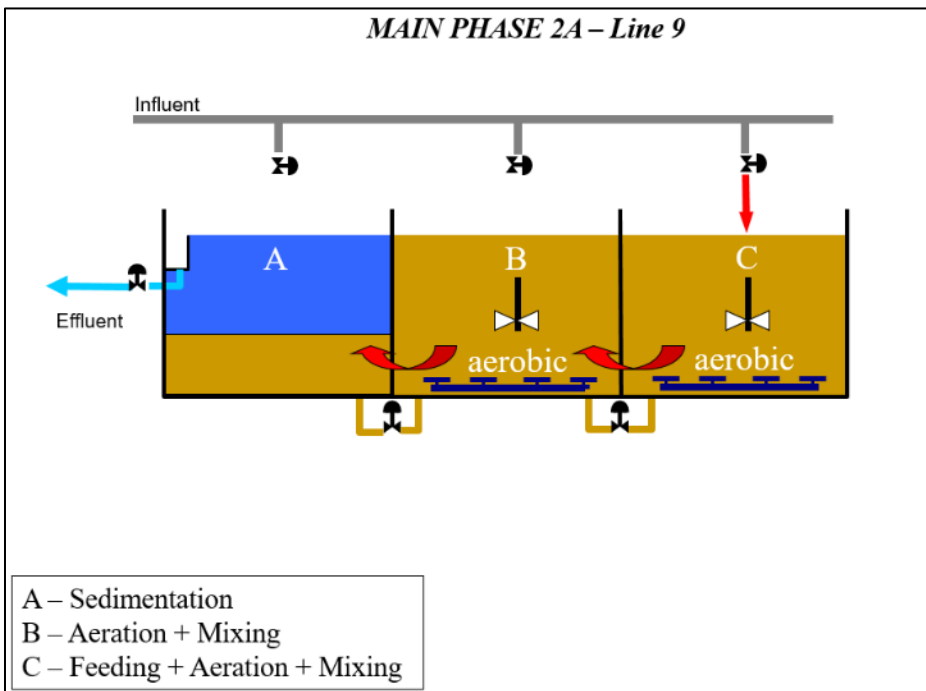
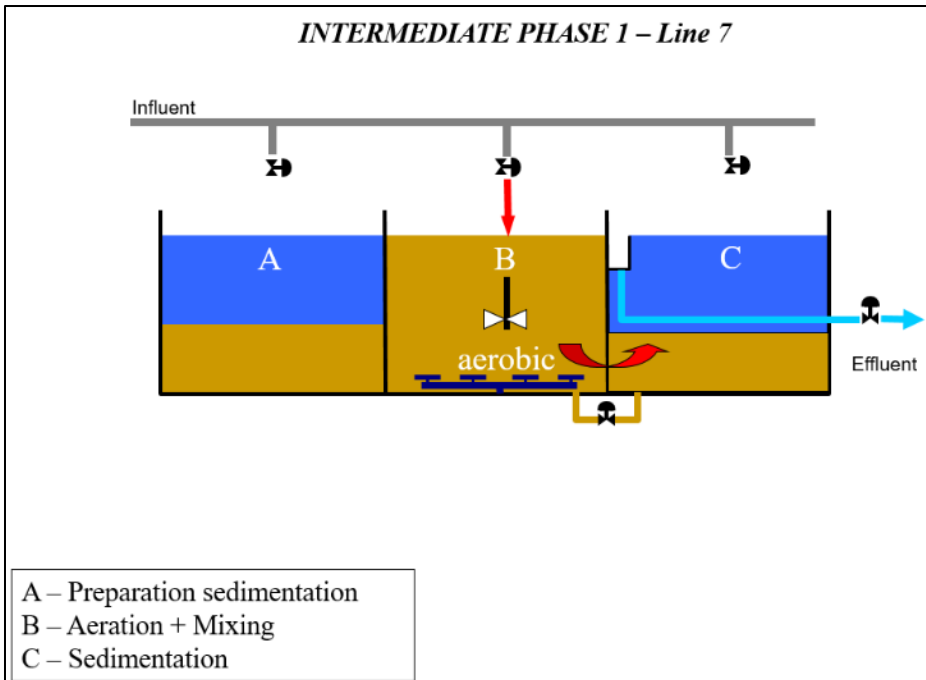


- A – Feeding + Aeration + Mixing
- B – Aeration + Mixing
- C – Sedimentation

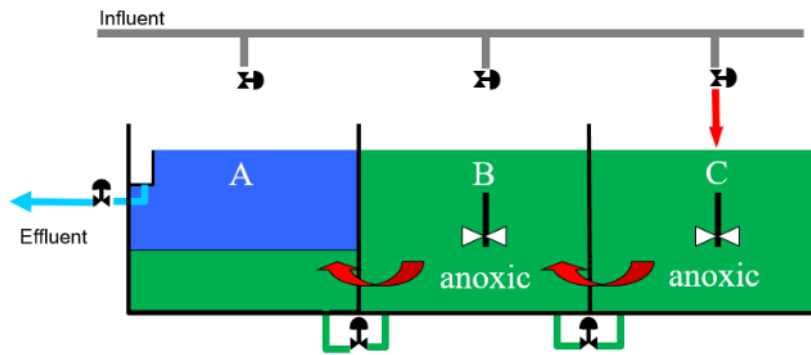
MAIN PHASE 1c – Line 5



- A – Feeding + Aeration + Mixing
- B – Aeration + Mixing
- C – Sedimentation

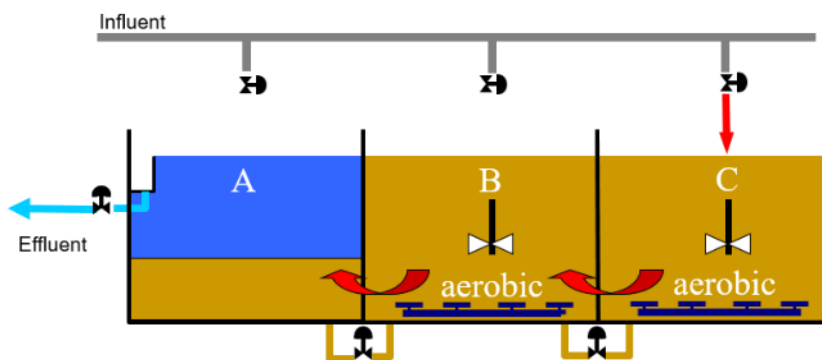


MAIN PHASE 2B – Line 11

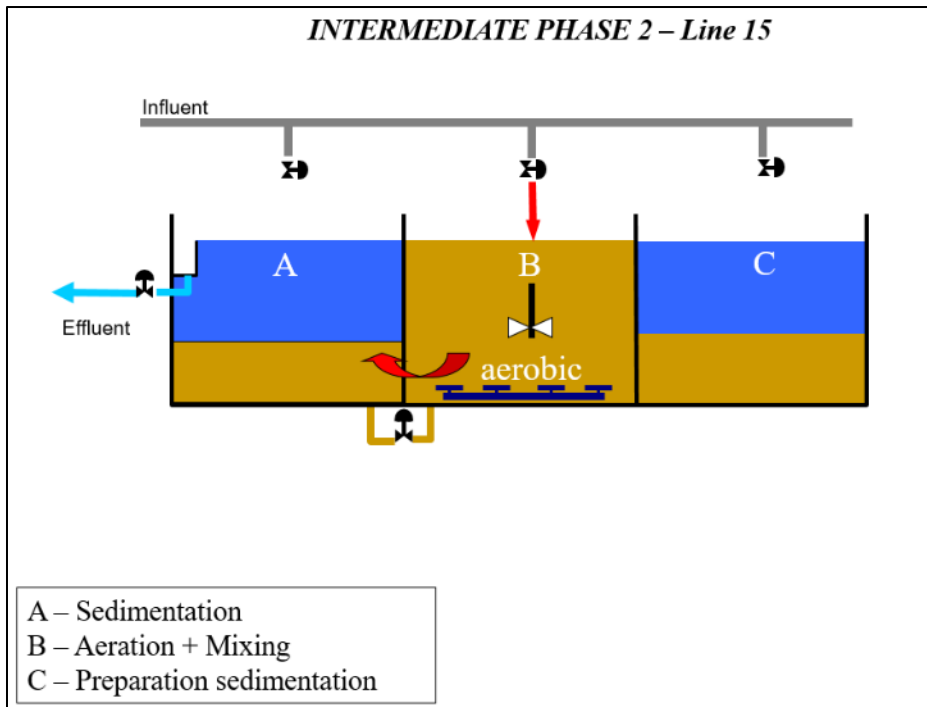


- A – Sedimentation
- B – Mixing
- C – Feeding + Mixing

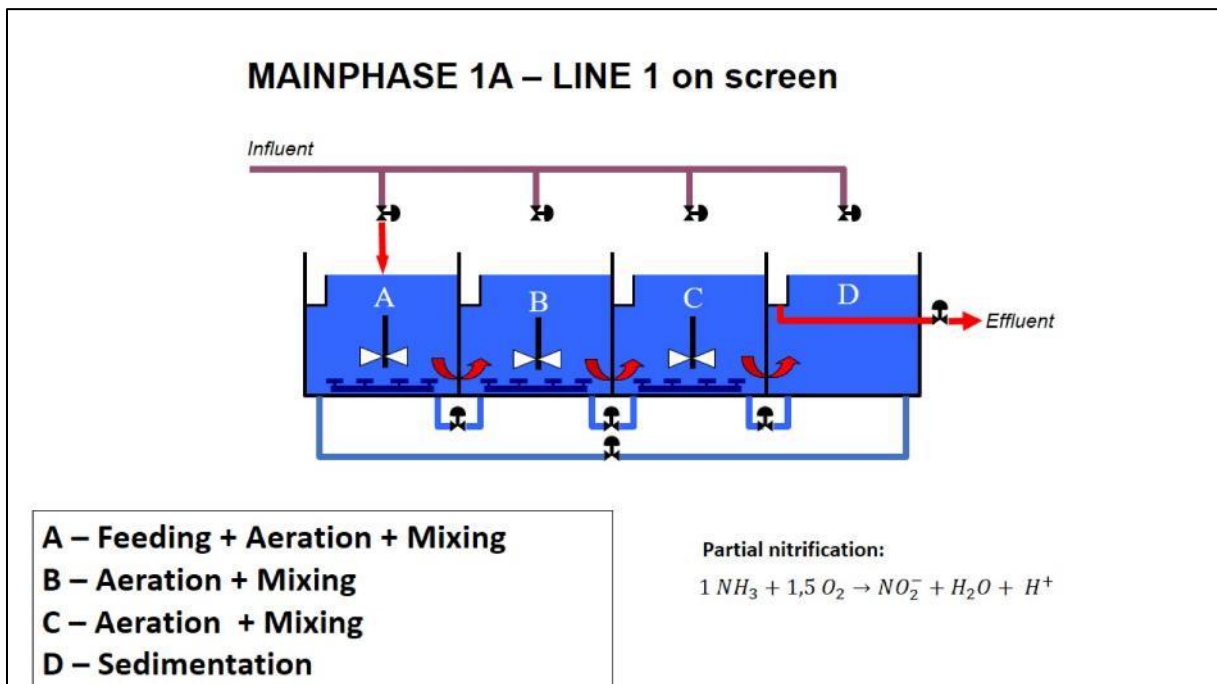
MAIN PHASE 2C – Line 13



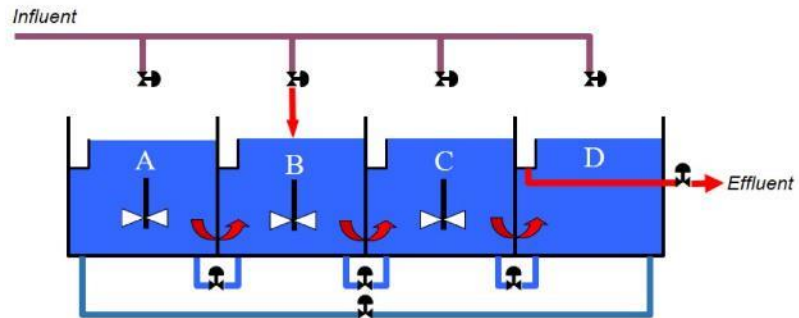
- A – Sedimentation
- B – Aeration + Mixing
- C – Feeding + Aeration + Mixing



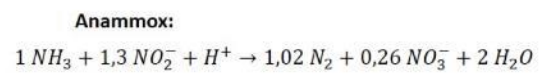
1.2 Cyclus LUCAS®-4



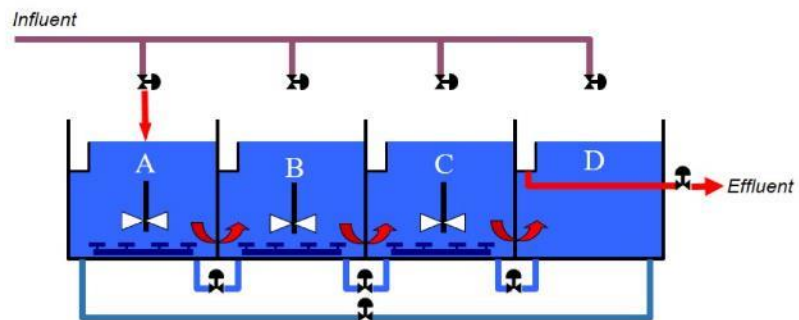
MAINPHASE 1B – LINE 2 on screen



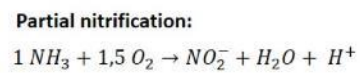
- A – Mixing**
- B – Feeding + Mixing**
- C – Mixing**
- D – Sedimentation**



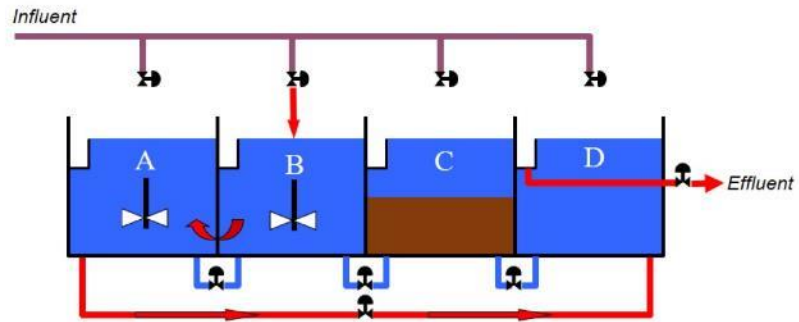
MAINPHASE 1C – LINE 3 on screen



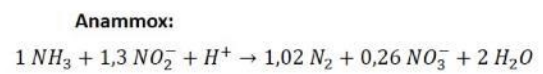
- A – Feeding + Aeration + Mixing**
- B – Aeration + Mixing**
- C – Aeration + Mixing**
- D – Sedimentation**



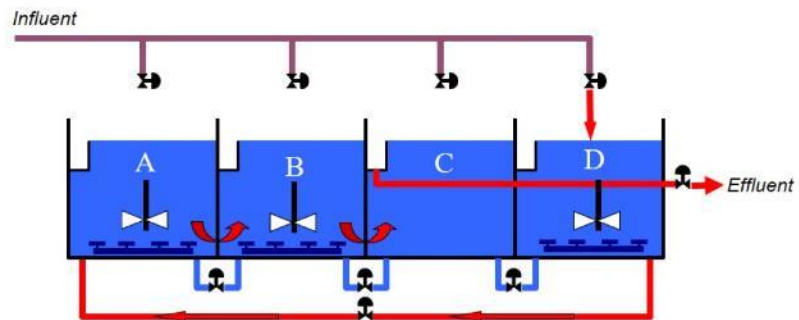
INTERPHASE 1 – LINE 3 on screen



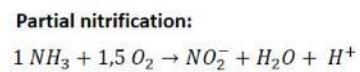
- A – Mixing**
- B – Feeding + Mixing**
- C – Preparation Sedimentation**
- D – Sedimentation**



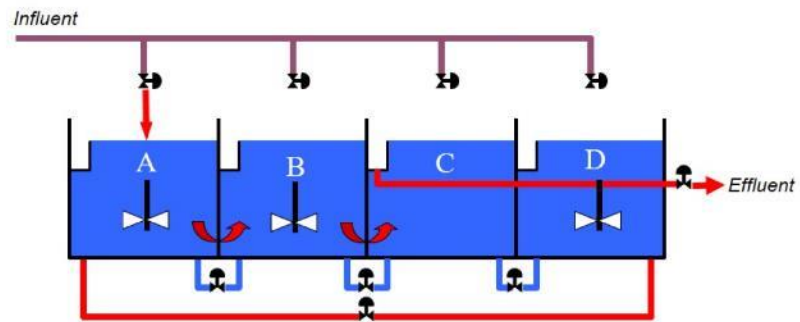
MAINPHASE 2A – LINE 5 on screen



- A – Aeration + Mixing**
- B – Aeration + Mixing**
- C – Sedimentation**
- D – Feeding + Aeration + Mixing**

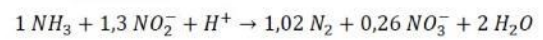


MAINPHASE 2B - LINE 6 on screen

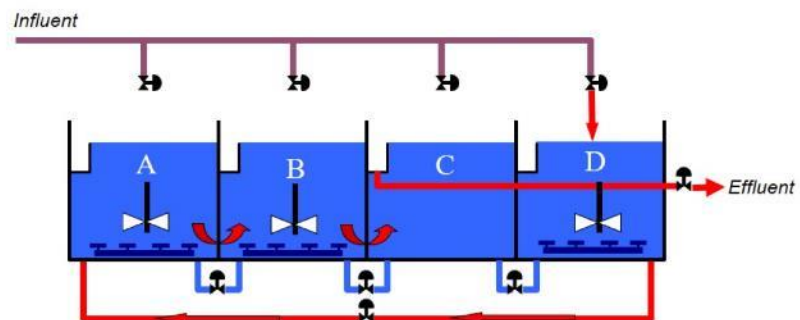


- A – Feeding + Mixing**
- B – Mixing**
- C – Sedimentation**
- D – Mixing**

Anammox:

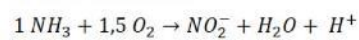


MAINPHASE 2C – LINE 7 on screen

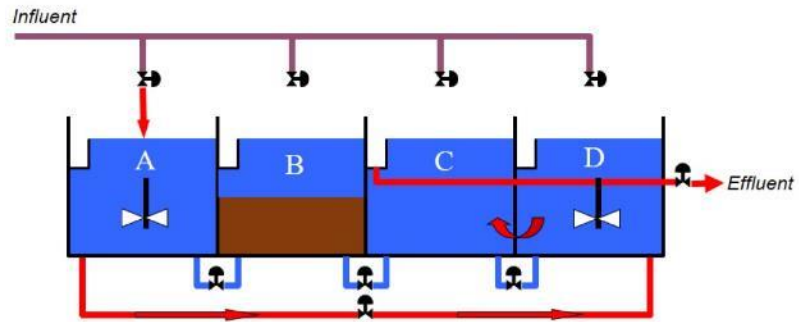


- A – Aeration + Mixing**
- B – Aeration + Mixing**
- C – Sedimentation**
- D – Feeding + Aeration + Mixing**

Partial nitrification:

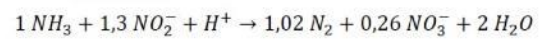


INTERPHASE 2 – LINE 8 on screen

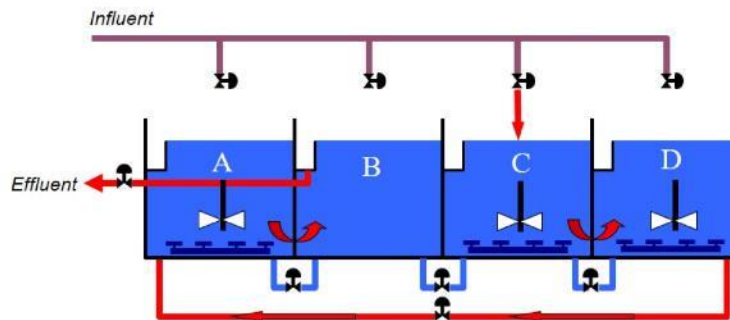


- A – Feeding + Mixing**
- B – Preparation Sedimentation**
- C – Sedimentation**
- D – Mixing**

Anammox:

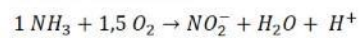


MAINPHASE 3A – LINE 10 on screen

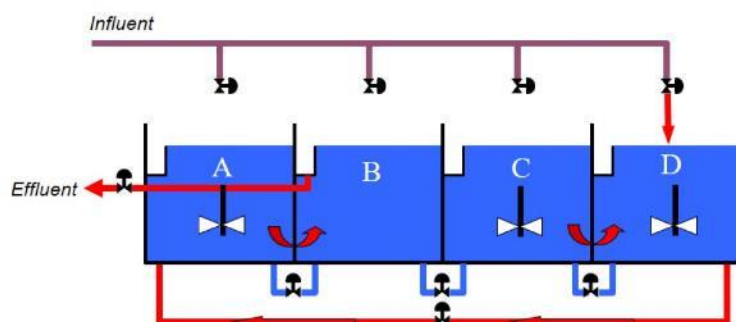


- A – Aeration + Mixing**
- B – Sedimentation**
- C – Feeding + Aeration + Mixing**
- D – Aeration + Mixing**

Partial nitrification:

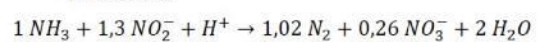


MAINPHASE 3B - LINE 11 on screen

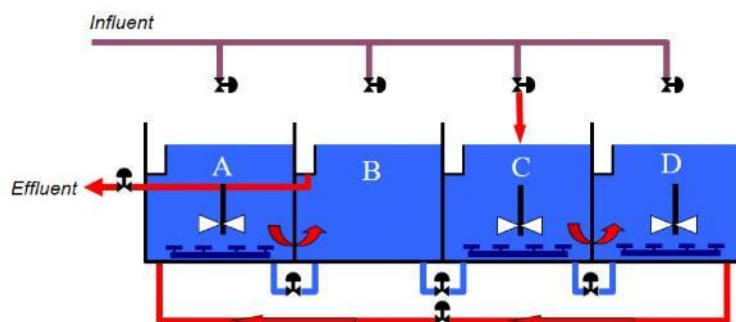


- A – Mixing**
- B – Sedimentation**
- C – Mixing**
- D – Feeding + Mixing**

Anammox:

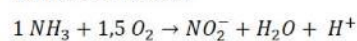


MAINPHASE 3C – LINE 12 on screen

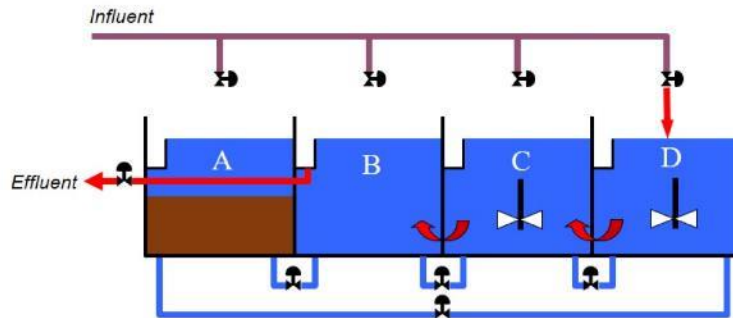


- A – Aeration + Mixing**
- B – Sedimentation**
- C – Feeding + Aeration + Mixing**
- D – Mixing**

Partial nitrification:

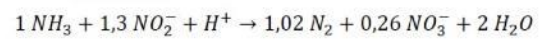


INTERPHASE 3 – LINE 13 on screen

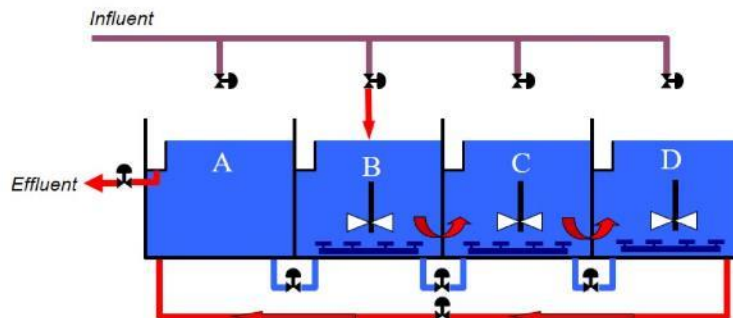


- A – Preparation Sedimentation**
- B – Sedimentation**
- C – Mixing**
- D – Feeding + Mixing**

Anammox:

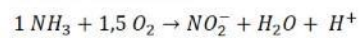


MAINPHASE 4A - LINE 15 on screen

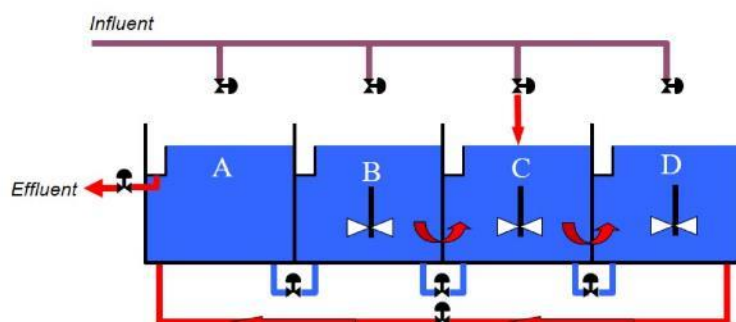


- A – Sedimentation**
- B – Feeding + Aeration + Mixing**
- C – Aeration + Mixing**
- D – Aeration + Mixing**

Partial nitrification:

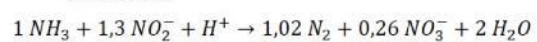


MAINPHASE 4B - LINE 16 on screen

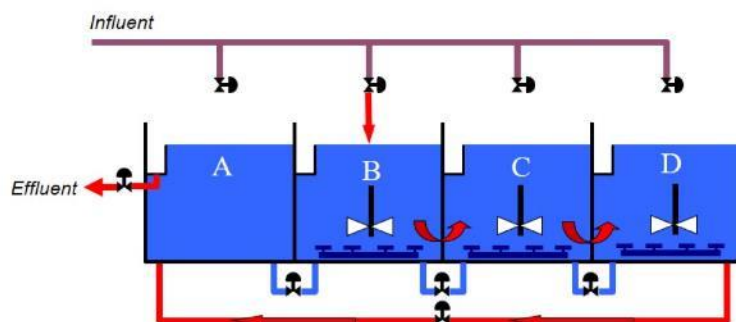


- A – Sedimentation**
- B – Mixing**
- C – Feeding + Mixing**
- D – Mixing**

Anammox:

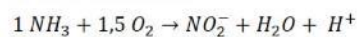


MAINPHASE 4C – LINE 17 on screen

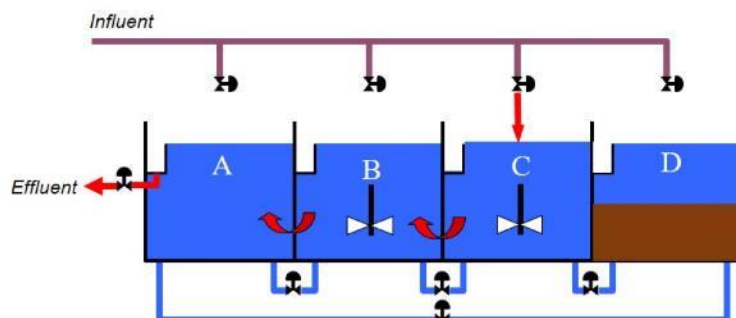


- A – Sedimentation**
- B – Feeding + Aeration + Mixing**
- C – Aeration + Mixing**
- D – Aeration + Mixing**

Partial nitrification:

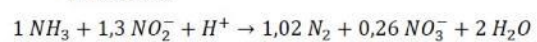


INTERPHASE 4 – LINE 18 on screen



- A – Sedimentation**
- B – Mixing**
- C – Feeding + Mixing**
- D – Preparation Sedimentation**

Anammox:



2. Protocollen

De protocollen die hieronder worden weergegeven zijn opgesteld door de student. Enkel het protocol voor de bepaling van de MLSS/MLVSS-waarde is een intern protocol van Waterleau.

2.1 Protocol ammonium bepaling

Protocol Ammonium bepaling

1.1. Materialen

1.1.1. Overzicht gebruikte materialen

| Hardware | Merk en type | Doel |
|------------------|--------------|---------------------------------|
| Micropipet | | Meten van hoeveelheden |
| Fotospectrometer | | Bepalen van het resultaat |
| Pincet | | Overbrengen NANOCOLLOR® capsule |

1.1.2. Overzicht glaswerk en disposables

| Hardware | Merk en type | Doel |
|--------------------------|--------------|------------------------|
| Pipettips | / | Meten van hoeveelheden |
| Plastiek bekertje (50ml) | / | Staalname |

1.1.3. Overzicht gebruikte vloeistoffen en oplossingen

| Name | Leverancier en batch-nummer | Vloeistof of vast | Risk's H-phrases | Safety measures P-phrases | Doel |
|---------------------|-----------------------------|-------------------|------------------|---------------------------|------|
| NANOFIX® R2 capsule | | Vast | | | / |

1.2. Methoden

- Bereken de juiste verdunning aan de hand van verwachte resultaten
- Pipeteer 200 µl sample in de NANOCOLLOR® test tube met een micropipet
 - De pH van de sample moet tussen de 1 en 13 liggen!
- Voeg 1 NANOCOLLOR® R2 capsule toe aan de oplossing
- Sluit de test tube en goed schudden
- Buitenkant van de test tube schoonvegen met doek NANOCOLLOR®
- 15 minuten wachten
- Code 0061 ingeven in het meetapparaat x NANOCOLLOR®
- Lees het resultaat af
- Houdt rekening met de gebruikte verdunning

2.2 Protocol totaal stikstof bepaling

Protocol totaal stikstof bepaling

1.1. Materialen

1.1.1. Overzicht gebruikte materialen

| Hardware | Merk en type | Doel |
|---|----------------|------------------------------------|
| Micropipet | | Meten van hoeveelheden |
| Heating block (120°C) | | Incubatie bij bepaalde temperatuur |
| Fotospectrometer | | Bepalen van het resultaat |
| Proefbuisrekje | | Afkoelen van de stalen |
| NANOCOLLOR [®] measuring spoon | MACHEREY NAGEL | Meten van hoeveelheden |

1.1.2. Overzicht glaswerk en disposables

| Hardware | Merk en type | Doel |
|--------------------------|--------------|------------------------|
| Pipettips | | Meten van hoeveelheden |
| Plastiek bekertje (50ml) | / | Staalname |

1.1.3. Overzicht gebruikte vloeistoffen en oplossingen

| Name | Leverancier en batch-nummer | Vloeistof of vast | Risk's H-phrases | Safety measures P-phrases | Doel |
|--------------------------------|-----------------------------|-------------------|------------------|---------------------------|------|
| NANOCOLLOR [®] poeder | | Vast | | | / |
| NANOFIX [®] capsule | | Vast | | | / |
| R2-oplossing | | Vloeistof | | | / |

1.2. Methoden

- Bereken de juiste verdunning aan de hand van verwachte resultaten
- Verwarm de NANOCOLLOR[®] VARIO 5 Heating block op 120°C
- Pippeteer 500 µl sample in de NANOCOLLOR[®] test tube A met een micropipet
- De pH van de sample moet tussen de 5 en 9 liggen!
- Voeg 1 measuring spoon NANOCOLLOR[®] poeder toe aan de oplossing
- Sluit de test tube en goed schudden
- Plaats de test tube met sample in de NANOCOLLOR[®] Heating block
- Verwarm 30 minuten op 120°C
- Verwijder de test tube uit de NANOCOLLOR[®] Heating block
- Laat de tube afkoelen tot kamertemperatuur (20°C-25°C)
- Voeg 1 NANOFIX[®] capsule toe
- Sluit de test tube en opnieuw goed schudden
- Pippeteer 500µl van test tube A over naar test tube B
- pippeteer 500µl NANOCOLLOR[®] R2 vloeistof in test tube B
- Drie keer zwenken met test tube B
- Buitenkant van de test tube schoonvegen met doek NANOCOLLOR[®]
- 10 minuten wachten
- Code 0881 ingeven in het meetapparaat x NANOCOLLOR[®]
- Lees het resultaat af

2.3 Protocol nitraat bepaling

Protocol Nitraat bepaling

1.1. Materialen

1.1.1. Overzicht gebruikte materialen

| Hardware | Merk en type | Doel |
|------------------|--------------|---------------------------|
| Micropipet | | Meten van hoeveelheden |
| Fotospectrometer | | Bepalen van het resultaat |

1.1.2. Overzicht glaswerk en disposables

| Hardware | Merk en type | Doel |
|--------------------------|--------------|------------------------|
| Pipettips | | Meten van hoeveelheden |
| Plastiek bekertje (50ml) | / | Staalname |

1.1.3. Overzicht gebruikte vloeistoffen en oplossingen

| Name | Leverancier en batch-nummer | Vloeistof of vast | Risk's H-phrases | Safety measures P-phrases | Doel |
|--------------|-----------------------------|-------------------|------------------|---------------------------|------|
| R2-oplossing | | Vloeistof | | | / |

1.2. Methoden

- Bereken de juiste verdunning aan de hand van verwachte resultaten
- Pipeteer 500 µl sample in de NANOCOLLOR® test tube met een micropipet
 - De pH van de sample moet tussen de 1 en 13 liggen!
- Pipetteer 500µl NANOCOLLOR® R2 vloeistof in de test tube
- Sluit de test tube en drie keer zwenken
- Buitenkant van de test tube schoonvegen met doek NANOCOLLOR®
- 10 minuten wachten
- Code 0641 ingeven in het meetapparaat x NANOCOLLOR®
- Lees het resultaat af
- Houdt rekening met de gebruikte verdunning

2.4 Protocol nitriet bepaling

Protocol Nitriet bepaling

1.1. Materialen

1.1.1. Overzicht gebruikte materialen

| Hardware | Merk en type | Doel |
|------------------|--------------|---|
| Micropipet | | Meten van hoeveelheden |
| Fotospectrometer | | Bepalen van het resultaat |
| Pincet | | Overbrengen NANOCOLLOR [®] capsule |

1.1.2. Overzicht glaswerk en disposables

| Hardware | Merk en type | Doel |
|--------------------------|--------------|------------------------|
| Pipettips | | Meten van hoeveelheden |
| Plastiek bekertje (50ml) | / | Staalname |

1.1.3. Overzicht gebruikte vloeistoffen en oplossingen

| Name | Leverancier en batch-nummer | Vloeistof of vast | Risk's H-phrases | Safety measures P-phrases | Doel |
|---------------------------------|-----------------------------|-------------------|------------------|---------------------------|------|
| NANOFIX [®] R2 capsule | | Vast | | | / |

1.2. Methoden

- Bereken de juiste verdunning aan de hand van verwachte resultaten
- Pipeteer 200 µl sample in de NANOCOLLOR[®] test tube met een micropipet
 - De pH van de sample moet tussen de 4 en 13 liggen!
- Voeg 1 NANOCOLLOR[®] R2 capsule toe aan de oplossing
- Sluit de test tube en goed schudden
- Buitenkant van de test tube schoonvegen met doek NANOCOLLOR[®]
- 15 minuten wachten
- Code 0061 ingeven in het meetapparaat x NANOCOLLOR[®]
- Lees het resultaat af
- Houdt rekening met de gebruikte verdunning

2.5 Protocol COD bepaling

Protocol COD bepaling

1.1. Materialen

1.1.1. Overzicht gebruikte materialen

| Hardware | Merk en type | Doel |
|-----------------------|---------------------|------------------------------------|
| Micropipet | | Meten van hoeveelheden |
| Heating block (160°C) | NANOCOLLOR® VARIO 5 | Incubatie bij bepaalde temperatuur |
| Fotospectrometer | | Bepalen van het resultaat |
| Proefbuisrekje | / | Afkoelen van de stalen |

1.1.2. Overzicht glaswerk en disposables

| Hardware | Merk en type | Doel |
|--------------------------|--------------|------------------------|
| Pipettips | | Meten van hoeveelheden |
| Plastiek bekertje (50ml) | / | Staalname |

1.1.3. Overzicht gebruikte vloeistoffen en oplossingen

| Name | Leverancier en batch-nummer | Vloeistof of vast | Risk's H-phrases | Safety measures P-phrases | Doel |
|------|-----------------------------|-------------------|------------------|---------------------------|------|
| | | | | | |

1.2. Methoden

- Bereken de juiste verdunning aan de hand van verwachte resultaten
- Verwarm de NANOCOLLOR® VARIO 5 Heating block op 160°C
- Pipeteer 2 ml sample in de NANOCOLLOR® test tube met micropipet
- Plaats de test tube met sample in de NANOCOLLOR® Heating block
- Verwarm 30 minuten op 160°C
- Verwijder de test tube uit de NANOCOLLOR® Heating block
- Laat de tube afkoelen tot kamertemperatuur (20°C-25°C)
- Buitenkant van de test tube schoonvegen met doek NANOCOLLOR®
- Code 029 ingeven in het meetapparaat x NANOCOLLOR®
- Lees het resultaat af
- Houdt rekening met de gebruikte verdunning

2.6 Protocol totaal fosfor bepaling

Protocol totaal fosfor bepaling

1.1. Materialen

1.1.1. Overzicht gebruikte materialen

| Hardware | Merk en type | Doel |
|-----------------------------|---------------------|------------------------------------|
| Micropipet | | Meten van hoeveelheden |
| Heating block (120°C) | NANOCOLLOR® VARIO 5 | Incubatie bij bepaalde temperatuur |
| Fotospectrometer | | Bepalen van het resultaat |
| Proefbuisrekje | / | Afkoelen van de stalen |
| NANOCOLLOR® measuring spoon | MACHERY NAGEL | Metten van hoeveelheden |

1.1.2. Overzicht glaswerk en disposables

| Hardware | Merk en type | Doel |
|--------------------------|--------------|-------------------------|
| Pipettips | | Metten van hoeveelheden |
| Plastiek bekertje (50ml) | / | Staalname |

1.1.3. Overzicht gebruikte vloeistoffen en oplossingen

| Name | Leverancier en batch-nummer | Vloeistof of vast | Risk's H-phrases | Safety measures P-phrases | Doel |
|---------------------|-----------------------------|-------------------|------------------|---------------------------|------|
| NANOFIX® R2 capsule | | Vast | | | / |
| NANOFIX® R3 capsule | | Vast | | | / |
| R4-oplossing | | Vloeistof | | | / |

1.2. Methoden

- Bereken de juiste verdunning aan de hand van verwachte resultaten
- Verwarm de NANOCOLLOR® VARIO 5 Heating block op 120°C
- Pipeteer 200 µl sample in de NANOCOLLOR® test tube met een micropipet
- De pH van de sample moet tussen de 0 en 10 liggen!
- Voeg 1 NANOFIX® R2 capsule toe aan de test tube
- Sluit de test tube en goed schudden
- Plaats de test tube met sample in de NANOCOLLOR® Heating block
- Verwarm 30 minuten op 120°C
- Verwijder de test tube uit de NANOCOLLOR® Heating block
- Laat de tube afkoelen tot kamertemperatuur (20°C-25°C)
- Voeg 1 NANOFIX® R3 capsule toe
- Pipeteer 200 µl R4 oplossing in de NANOCOLLOR® test tube met een micropipet
- Sluit de test tube en opnieuw goed schudden
- Buitenkant van de test tube schoonvegen met doek NANOCOLLOR®
- 10 minuten wachten
- Code 0551 ingeven in het meetapparaat x NANOCOLLOR®
- Lees het resultaat af
- Houdt rekening met de gebruikte verdunning

2.7 Protocol orthofosfaat bepaling

Protocol Orthofosfaat bepaling

1.1. Materialen

1.1.1. Overzicht gebruikte materialen

| Hardware | Merk en type | Doel |
|------------------|--------------|---------------------------------|
| Micropipet | | Metten van hoeveelheden |
| Fotospectrometer | | Bepalen van het resultaat |
| Pincet | | Overbrengen NANOCOLLOR® capsule |

1.1.2. Overzicht glaswerk en disposables

| Hardware | Merk en type | Doel |
|--------------------------|--------------|-------------------------|
| Pipettips | | Metten van hoeveelheden |
| Plastiek bekertje (50ml) | / | Staalname |

1.1.3. Overzicht gebruikte vloeistoffen en oplossingen

| Name | Leverancier en batch-nummer | Vloeistof of vast | Risk's H-phrases | Safety measures P-phrases | Doel |
|---------------------|-----------------------------|-------------------|------------------|---------------------------|------|
| NANOFIX® R3 capsule | | Vast | | | / |
| R4-oplossing | | Vloeistof | | | / |

1.2. Methoden

- Bereken de juiste verdunning aan de hand van verwachte resultaten
- Pipeteer 200 µl sample in de NANOCOLLOR® test tube met een micropipet
 - De pH van de sample moet tussen de 0 en 10 liggen!
- Voeg 1 NANOFIX® R3 capsule toe aan de test tube
- Pipeteer 200 µl R4 oplossing in de NANOCOLLOR® test tube met een micropipet
- Sluit de test tube en goed schudden
- Buitenkant van de test tube schoonvegen met doek NANOCOLLOR®
- 10 minuten wachten
- Code 0554 ingeven in het meetapparaat x NANOCOLLOR®
- Lees het resultaat af
- Houdt rekening met de gebruikte verdunning

2.8 Protocol MLSS/MLVSS bepaling



WATERLEAU

protecting the 4 elements

Lab Protocol

Dry Solids Analyses: TSS, VSS, MLSS, MLVSS

Convention: TSS/VSS in mg/l & MLSS/MLVSS in g/l

Filter preparation

1. Take a number of 47mm glass fiber filters (GF-3) from box and place in ceramic recipient.
2. Place ceramic recipient in oven @ 540°C and turn ON.
3. After cool-down, place filters in oven @ 100°C for at least 1 hour.
4. Place the number of filters that you require for the day's testing in the desiccator.
 - a. NOTE: Make sure silica in desiccator is still colored! If necessary -> REPLACE.
AND make sure that the desiccator door is closed at all times!
5. The filters in the desiccator are ready to be used now.

Dry solids analyses

1. Take 1 filter from the desiccator and place directly on the balance (should be calibrated each time). Write down the value after it has stabilized in the notebook (**VALUE B**).
2. Place the filter in a clearly marked aluminum dish. Marking should be noted in the same place in the notebook.
3. The glass fiber filter needs to be placed with the pattern facing up on the filtering apparatus. Turn ON. Take 5 – 20 ml of a well-mixed sample and filter on the filtering apparatus. **NOTE the sample volume.**
 - a. FLUSH the sample, approximately 3 times to remove any residual salts.
4. Remove used filter carefully and place in the corresponding, marked aluminum dish.
5. Dry used filter in oven @ 100°C overnight.
6. Place used filter in desiccator for 10 minutes.
7. Read value on calibrated balance (**VALUE A**).

$$\text{TSS (MLSS)} = \frac{A - B}{\text{Sample_volume(l)}}$$

8. Take used filter and place in oven @ 540°C. Turn ON. Wait for program to stop and cool down.
9. Take from oven and place in desiccator for at least 30 minutes. (If oven was on during the night -> turn ON again for 5 – 10 minutes before going to the desiccator).
10. Read value on calibrated balance (**VALUE C**).

$$\text{VSS (MLVSS)} = \frac{B - C}{\text{Sample_volume(l)}}$$