

Fjerning av nitrogen i avløpsvann

Med hovedvekt på nitrifikasjon/denitrifikasjon i MBBR anlegg

Hallvard Ødegaard

Scandinavian Environmental Technology (SET) AS
Prof. em. NTNU

hallvard.odegaard@ntnu.no

Litt historie om fjerning av nitrogen

- Tre avgjørende eutrofieringsepisoder :
 - Oslofjorden (1970)
 - Mjøsa (1973)
 - Nordsjøen (1988)
 - Forskningsprogram om Fjerning av nitrogen (FAN) (1988-1992)
 - EU's avløpsdirektiv (1991) ble implementert i Norge først i 2006
 - MD definerte kun kysten Svenskegrensa-Lindesnes som eutrofi-følsom
 - Var neppe riktig i forhold til hva andre nasjoner innen EU gjorde
 - Nordsjøaksjonen førte til et fåtall N-fjernings anlegg på 90-tallet
 - VEAS, BRA, LRA, NFRA, NRA og GRA
- på tross av at FAN-prosjektet anslo ca 50 anlegg ut fra avløpsdirektivet
- 2005-2020: Avløps-Norge sovnet hen og ble frakjørt fra resten av avløps-verden hvor N-fjerning nå er en selvfølge



Nitrogen i avløpsvann

Typiske verdier for innhold av nitrogen (mg N/l) i kommunalt avløpsvann (basert på internasjonal litteratur).

Parameter	Tot. N _{uf}	Tot N _f	TKN	NH ₄ -N	NO _x -N (NO ₂ + NO ₃)	Org. N
Kons. (mg N/l)	40 - 60	30 - 45	40 - 60	25 - 35	< 1	10 - 20

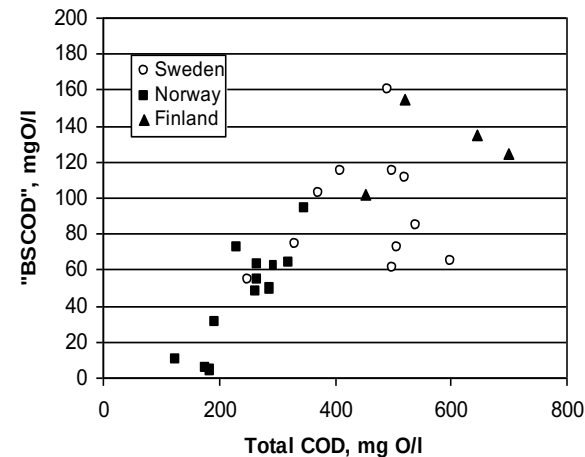
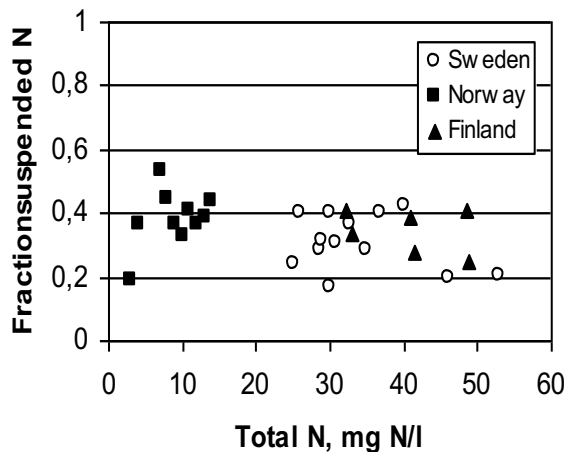
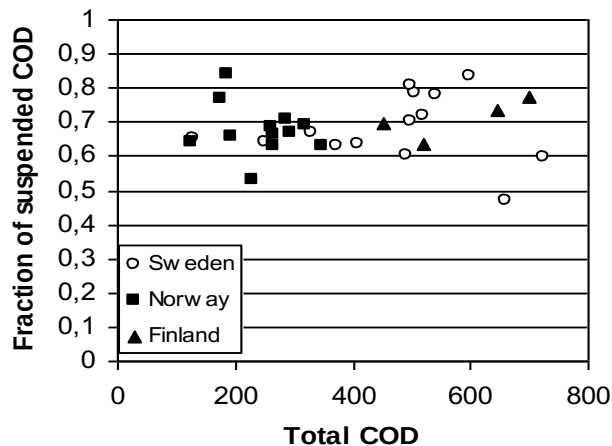
Middelkonsentrasjon (mg N/l) med standardavvik for ukedøgnprøver ved 10 kjemiske renseanlegg i Norge (Østerhus, 1991)

Parameter	Middel ± stand.avvik	Variasjonsområde
COD _{uf} (mg O/l)	278 ± 104	98 - 475
COD _f (mg O/l)	101 ± 39	42 - 179
Tot-N _{uf} (mg N/l)	24,8 ± 6,7	14,6 - 45,0
Tot-N _f (mg N/l)	19,6 ± 6,6	11,6 - 45,0
NH ₄ -N (mg N/l)	19,1 ± 7,1	9,1 - 45,0
NO ₂ -N (mg N/l)	0,1 ± 0,06	0 - 0,2
NO ₃ -N (mg N/l)	0,3 ± 0,41	0 - 1,4

Tot N ved noen norske MBBR-anlegg.

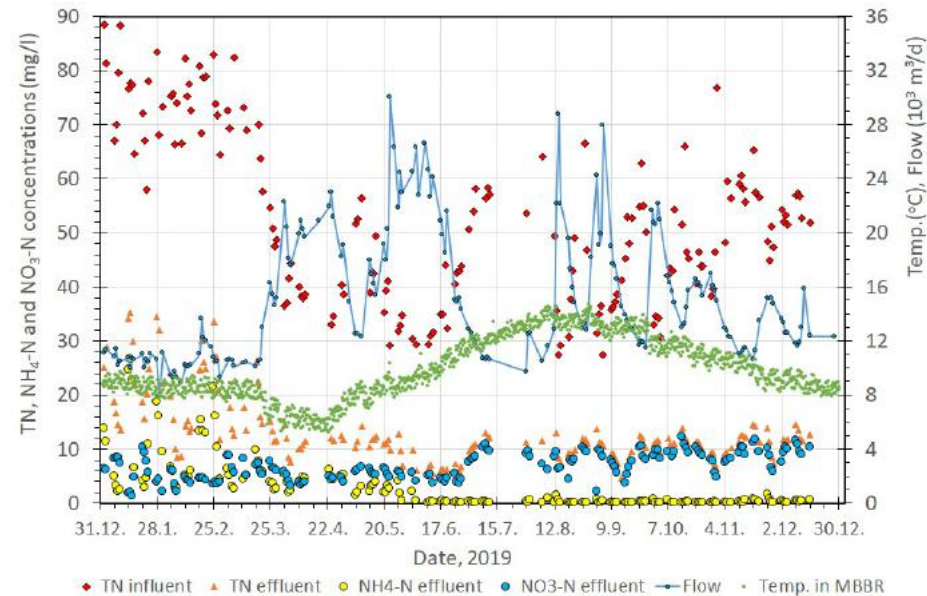
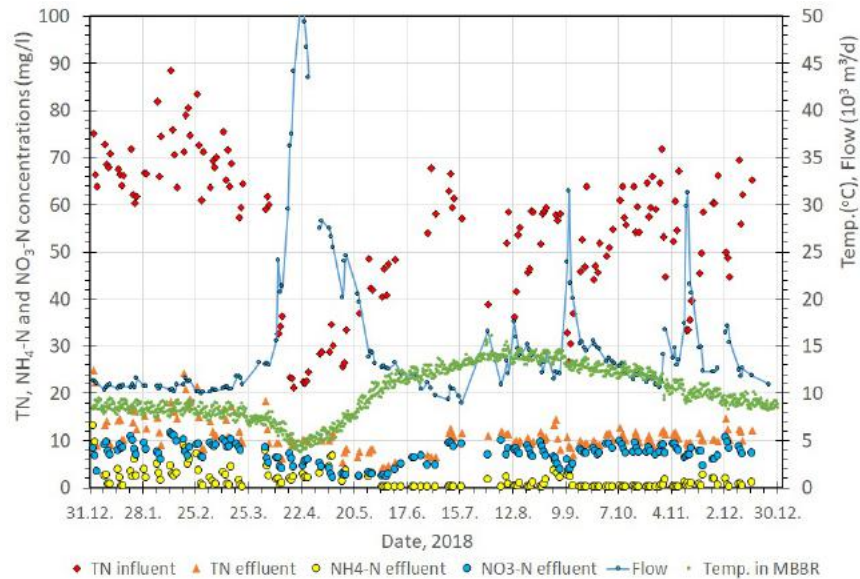
Renseanlegg	Tot N	
	Middel	Min. – Maks.
LRA 2018	54,7	21,3 - 88,5
LRA 2019	52,6	27,4 - 88,5
NFRA 2019	43,5	16,3 - 86,0
NFRA 2020	44,7	13,0 - 74,8
GRA 2019	73,0	40,0 - 130,0
GRA 2020	61,0	30,0 - 82,0
NRRA 2013 uke 11-21	28,6	16,7 - 40,1
NRRA 2014 uke 4-18	26,6	12,3 - 42,1
NRRA 2016 uke 4-18	29,9	17,1 - 46,5
NRRA 2018 uke 12-20	30,6	14,7 - 52,2

Ved biologisk N-fjerning er vannets innhold av organisk stoff i forhold til nitrogen (C/N-forholdet) særdeles viktig



- Ved mange norske renseanlegg er andelen av partikulær N relativt høy
- Ved mange norske renseanlegg er innholdet av løst biodegradérbar COD relativt lavt
- Ved mange norske renseanlegg er derfor C/N-forholdet ugunstig for biologisk N-fjerning

Sammenhengen mellom Q, temp. og Tot N på Lillehammer RA, 2018 og 2019

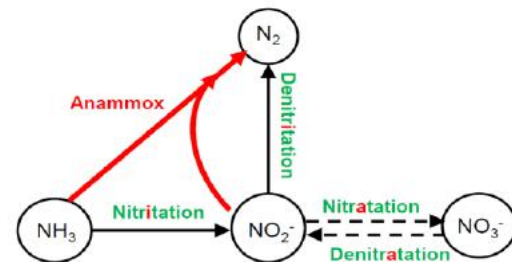


Når snøsmeltingen setter inn, synker temperaturen og nitrogen konsentrasjonen går ned

Oversikt over metoder for fjerning av nitrogen

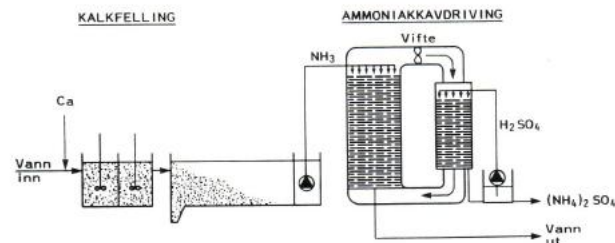
Biologiske metoder

1. Nitrification (aerob) etterfulgt av denitrification (anoksisk)
2. Anaerob ammonium oksidasjon (Anammox)



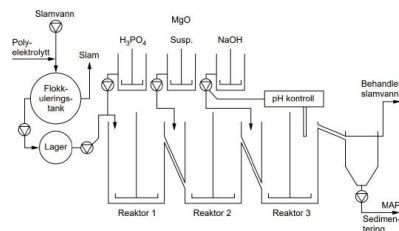
Fysisk/kjemiske metoder

1. Ammonium avdrivning
2. Magnesium-ammonium-fosfat (MAP) felling



3. Ione (NH₄⁺ eller NO₃⁻) bytting

1. og 2. kun aktuelt ved høye konsentrasjoner (slamvann),
3. kun ved lave konsentrasjoner (gjenbruk)

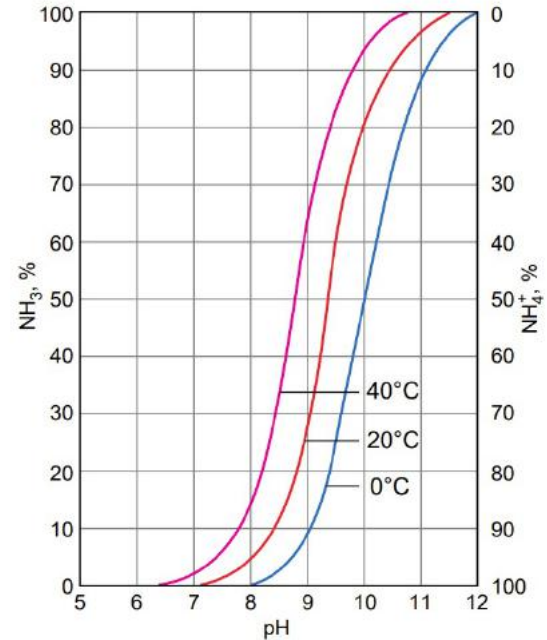
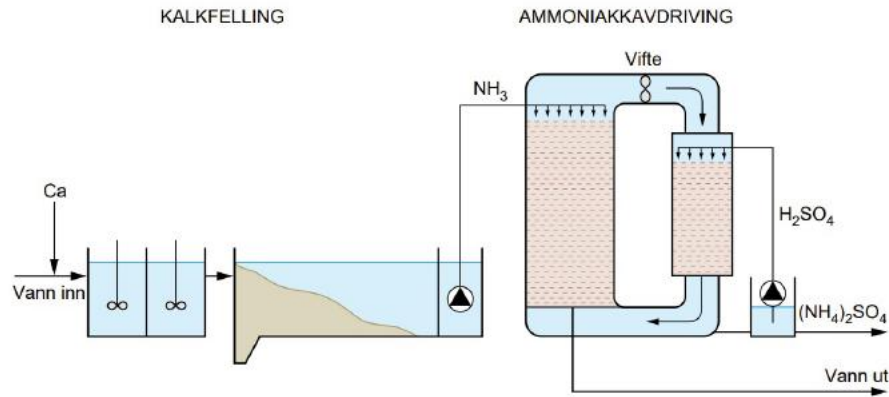


Ammoniakkavdrivning

Ammonium-ion NH_4 overføres til ammoniakk-gass (NH_3)



som avdrives med luft



Avdrevet NH_3 vaskes ut med syre.
Brukes saltpetersyre (HNO_3), får man ammoniumnitrat (NH_4NO_3 - gjødsel) ut

MAP-felling og ionebytting

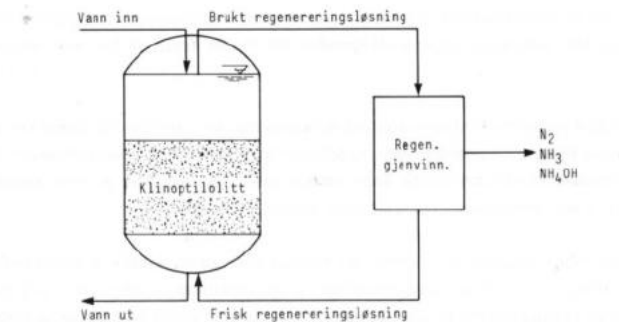
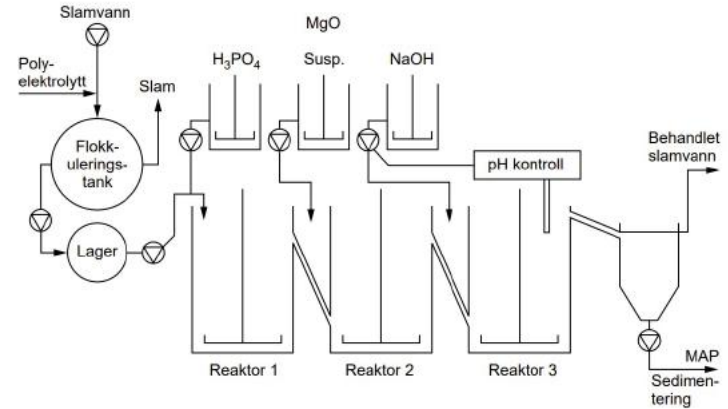


- optimal pH = 9 (må ligge mellom 8 og 10)

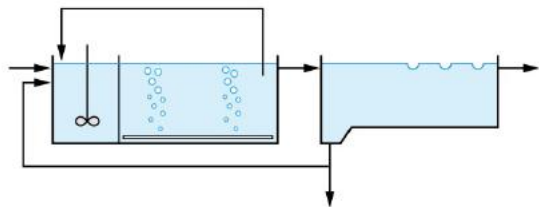
Støkiometriske forhold:

- på molbasis: $\text{NH}_4 : \text{Mg} : \text{PO}_4 = 1 : 1 : 1$
- på vektbasis: $\text{NH}_4 : \text{Mg} : \text{PO}_4 = 18 : 24,3 : 96$
- dvs. at man må tilsette fosfat for å oppnå lav NH_4

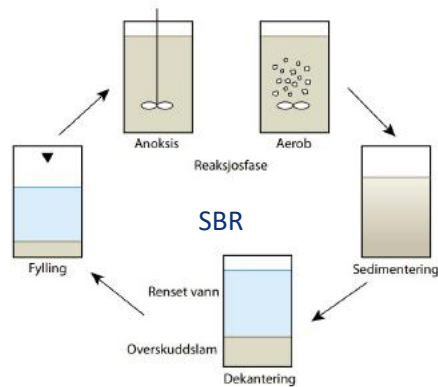
Ionebytting



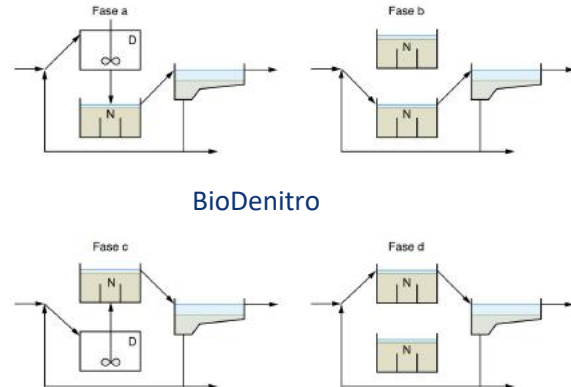
Aktivslam- og biofilm-systemer for biologisk N-fjerning



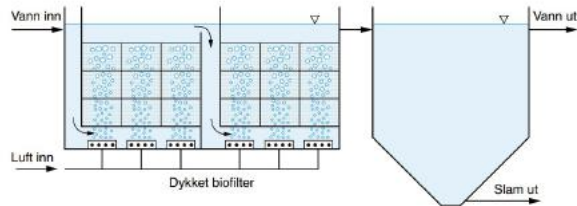
Tradisjonell



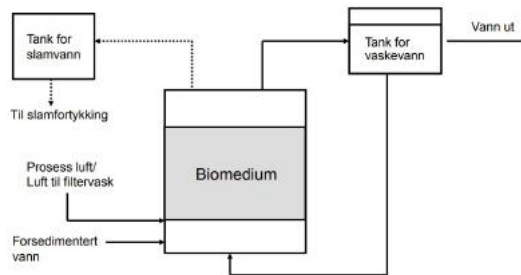
SBR



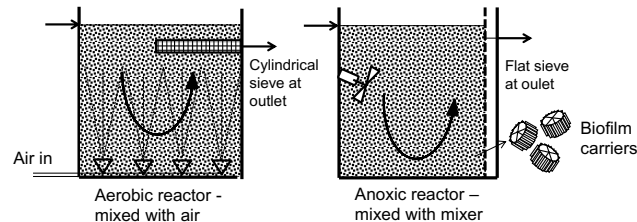
BioDenitro



Dykket biofilter



Granulært biofilter



MBBR

MBBR - Moving Bed Biofilm Reactor



Examples of biofilm carriers



• 500 m²/m³ bulk
• 9.1 x 7.2 mm diameter/depth

K1



• 500 m²/m³ bulk
• 25 x 10 mm diameter/depth

K3



• 800 m²/m³ bulk
• 25 x 3.5 mm diameter/depth

K5



• 1200 m²/m³ bulk
• 48 x 2.2 mm diameter/depth

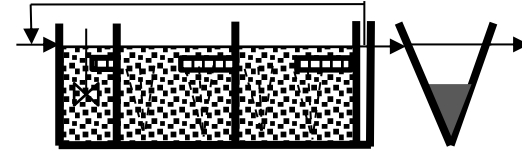
BiofilmChip M



Z-MBBR

Courtesy AnoxKaldnes

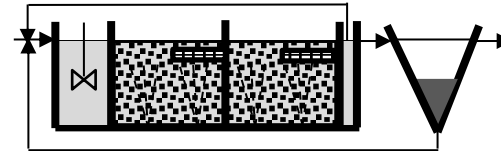
- Rene MBBR systemer



- o Fyllingsgraden kan være alt mellom 0% to 65 %, typisk:

- 55-60 % in anoksiske reaktorer
- 60-65 % in aerobe reaktorer

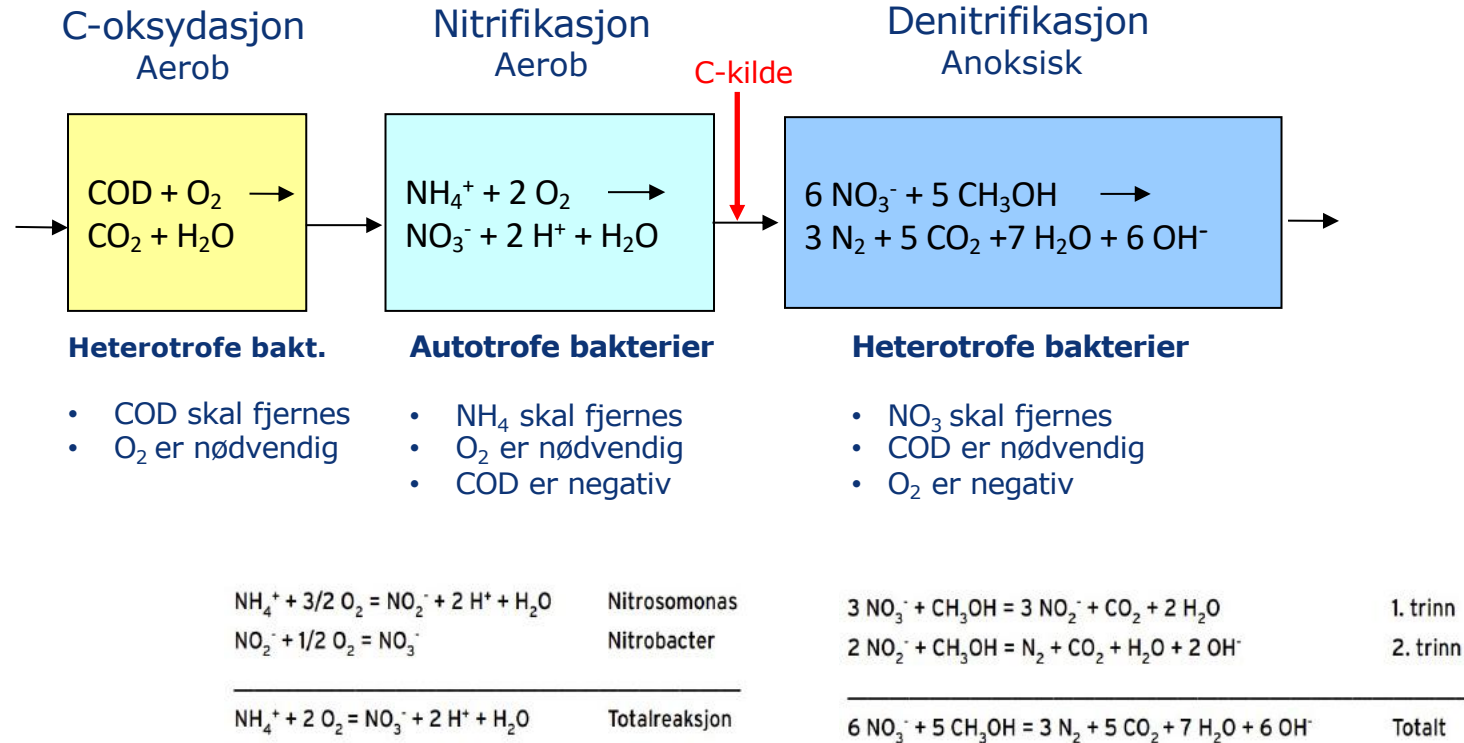
- Hybride aktivslam/MBBR systemer (IFAS) :



- 50-55 % in anokiske
- 55-60 % in aerobe

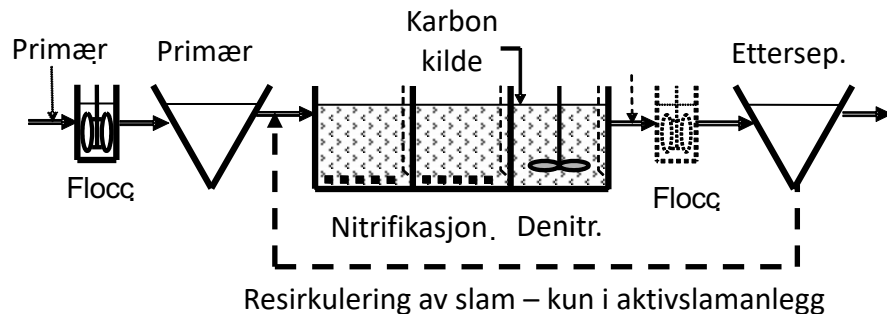
- o Særlig mye brukt ved oppgradering av aktivslamanlegg

Nitifikasjon/denitrifikasjon



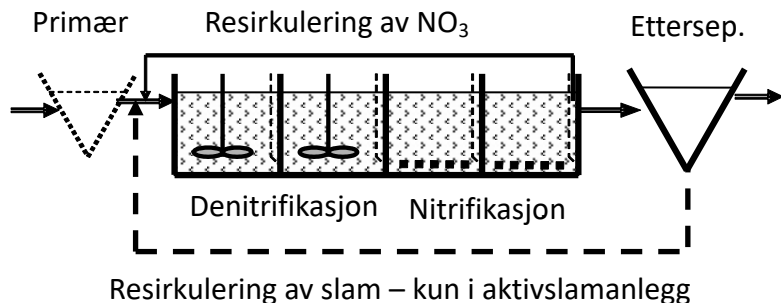
Alternative nitrifikasjon/denitrifikasjon prosesser

Etter-denitrifikasjon



Fordeler	Ulemper
• Ingen begrens. i renseeffekt • Uavhengig av råvannets sammensetning • Ingen resirkulering (i biofilmanlegg) • Mindre bioreaktorvolum	• Krever ekstern karbonkilde

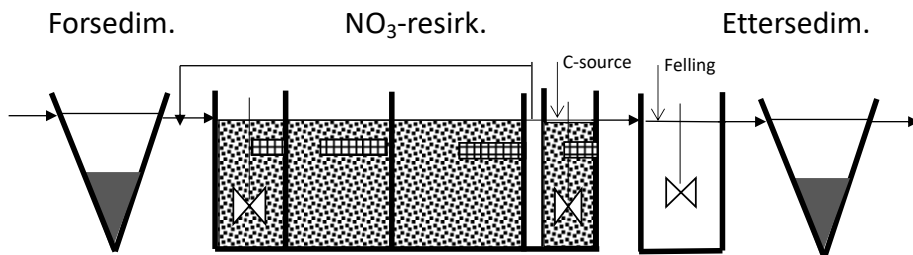
For-denitrifikasjon



Fordeler	Ulemper
• Ikke behov for C-kilde	• Begrenset renseeffekt • Avhengig av råvannets sammensetning • Krever resirkulering • Større bioreaktorvolum

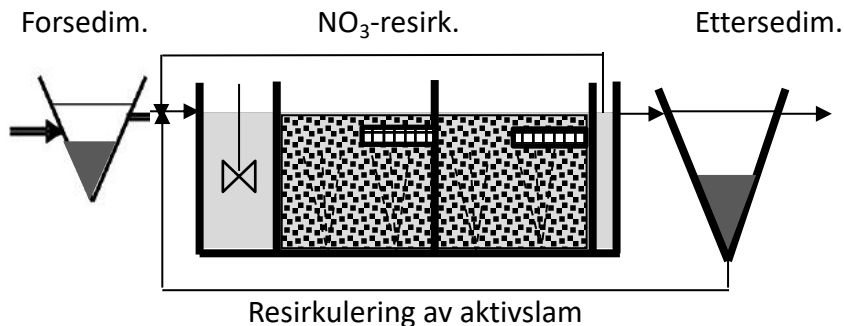
Kombinasjonssystemer

Kombinert for- og etter-denitrifikasjon – eksempel med MBBR



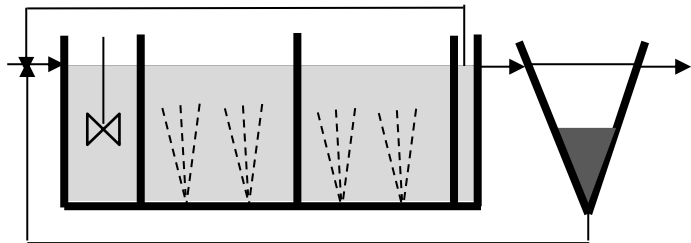
Fordeler	Ulemper
• Bedre og mer stabil renseeff. • Mindre behov for C-kilde • Mindre avhengig av råvannets sammensetning • Ingen resirkulering av slam (i biofilmanlegg)	• Krever ekstern karbonkilde • Litt større bioreaktorvolum enn etter-DN

Integrert aktivslam og biofilm (MBBR) system (IFAS)



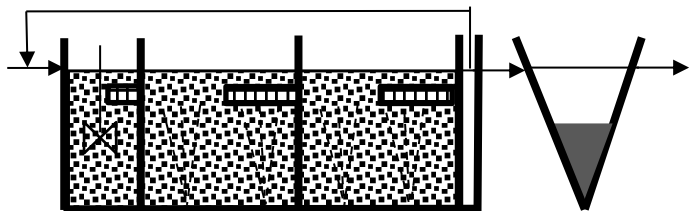
Fordeler	Ulemper
• Mindre reaktorvolum (for nitrifisering og de-denitr.) • Bedre utnyttelse av C-kilde i aktivslammet (hydrolyse) • Mer robust nitrifisering • Lavere SVI – bedre sediment.	• Krever biofilmmedium og reaktorsiler

Forskjellene mellom aktivslam- og MBBR systemer



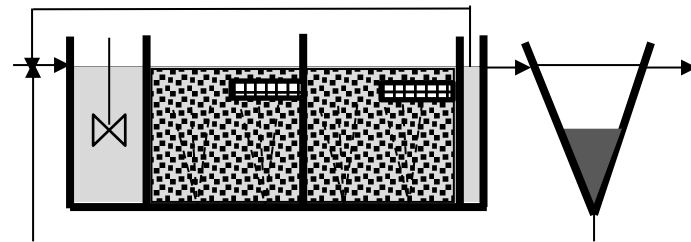
Aktivslam (suspendert biomasse)

- $MLSS_R$: 2000 – 8000 mg SS/l
- $MLSS_{RS}$: 4000 – 15000 mg SS/l
- Må benytte sedimentering eller membranfiltrering for biomasse separasjon
- All biomasse må gjennomgå både aerobe og anoksiske forhold



MBBR (fastsittende biomasse/biofilm)

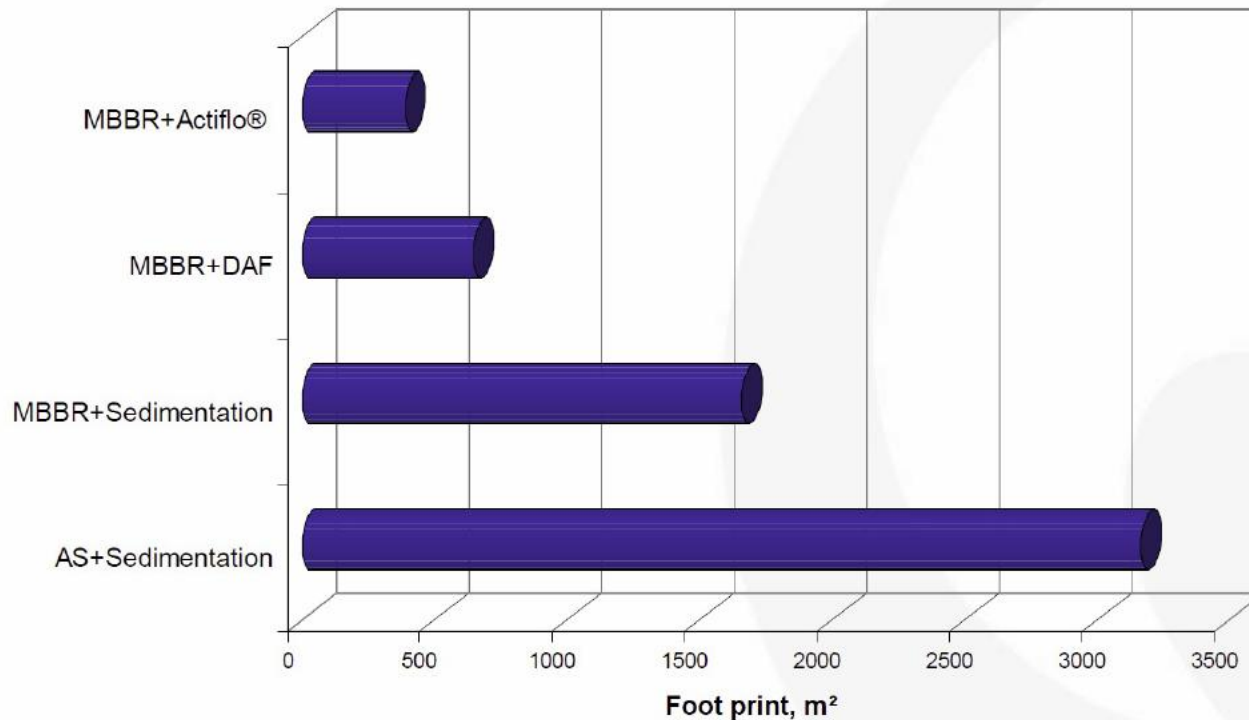
- $MLSS_R$: 150 – 250 mg SS/l
- $MLSS_{RS}$: No return sludge
- Kan benytte hvilken som helst separasjonsmetode for biomasse
- De ulike biomassene sitter i den reaktoren hvor de skal virke



IFAS (Hybrid – suspendert og fastsittende biomasse)

- $MLSS_R$: 2000 – 8000 mg SS/l
- $MLSS_{RS}$: 4000 – 15000 mg SS/l
- Må benytte sedimentering eller membranfiltrering for biomasse separasjon
- All biomasse må gjennomgå både aerobe og anoksiske forhold

«Foot-print» sammenligning

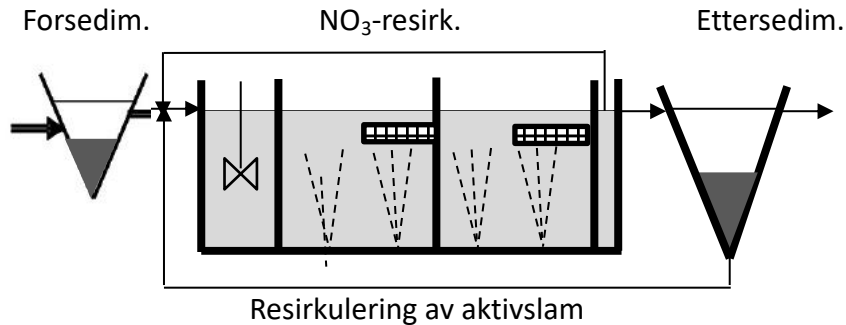


Rusten, 2003

Forskjeller i dimensjonerings prinsipper

Aktivslam systemer	MBBR systemer
Slambelastning: $F = C_{BOD} \cdot Q_d / X_{MLSS} \cdot V$ Slamalder: $SA = X_{MLSS} \cdot V_{AS} / SP$ Volum, $V_{AS} = C_{BOD} \cdot Q_d / X_{MLSS} \cdot F$ Volum, $V_{AS} = SA \cdot SP / X_{MLSS}$ $1/SA = Y_{OBS} \cdot F$	Areal belastning: $r_A = C_{BOD} \cdot Q_d / A_{BF}$ MBBR-bærer areal: $A_{BF} = C_{BOD} \cdot Q_d / r_A$ $a_{spes} = a_{\text{bulk spesifikk}} \cdot F \text{ (m}^2/\text{m}^3\text{)}$ $F = \text{Fyllingsgrad (\%)}$ MBBR-reaktor volum: A_{BF} / a_{spec}

I aktivslamsystemer er for-denitrifikasjon vanligst



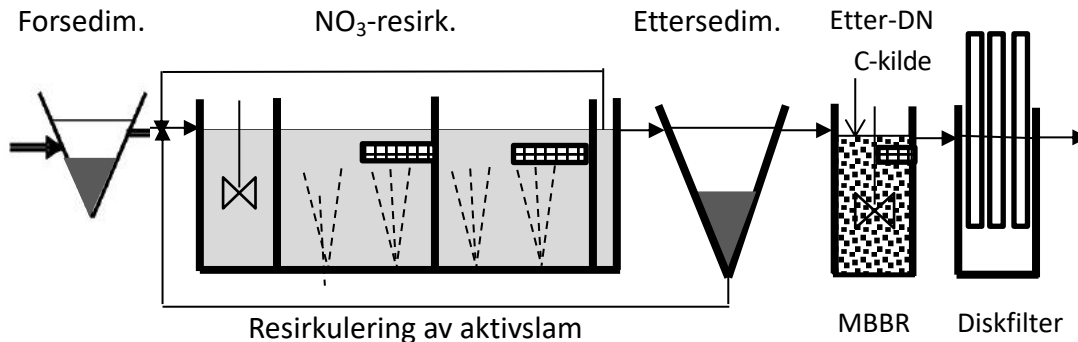
Ved for-denitrifikasjon er graden av nitrogenfjerning avhengig av graden av returpumping av nitrat.

Grovt sett kan mulig renseeffekt anslås som:

$$R = r/(r+1) \cdot 100 \%$$

R = renseeffekt i %

r = forholdet mellom returpumpet vannmengde (nitrat-resirkulering + returslam) og Q_{dim}



Ved oppgradering av for-DN anlegg er det ikke uvanlig å benytte et etter-DN-steg basert på MBBR og filter – f.eks. disk-filter som på Rya-verket i Gøteborg

Dimensjonering i aktivslamsystem

Norsk Vann's dimensjoneringsveiledning (rev 2020)

Dimensjonering av bioreaktoren i aktivslamanlegg blir i veiledningen basert både på slamalder (SA) og spesifikk nedbrytningshastighet (F).

$$SA = V_T \cdot X / B_{BOF} \cdot SP_{spes.}$$

SA = slamalder (døgn) fra tabell 3.6

V_T = totalt bioreaktorvolum (m^3)

X = midlere slamkonsentrasjon ($kg\ SS/m^3$)

B_{BOF} = dimensjonerende org. belastning ($kg\ BOF_5/d$)

SP_{spes} = spesifikk slamproduksjon ($kg\ SS/kg\ BOF_5$)

$$F = B_F / V_T \cdot X$$

F = nedbrytningshastighet

(f.eks. $g\ NH_4-N/kg\ SS \cdot d$ eller $g\ NO_x-N/kg\ SS \cdot d$)

B_F = dimensjonerende stoffbelastning

(f.eks. $kg\ BOF_5/d$, $kg\ NH_4-N/d$ eller $kg\ NO_x-N/d$)

V_T = totalt bioreaktorvolum (m^3)

X = midlere slamkonsentrasjon ($kg\ SS/m^3$)

Nitrogenfjerning C. I tillegg til A. og B.: Hoveddelen av Tot N ($\geq 70\%$) skal fjernes: $\leq 9\ mg\ Tot\ N/l$ i utløp (får dermed $\leq 10\ mg\ BOF_5/l$ i utløp) - Nitrifikasjon - Fordenitrifikasjon - Etterdenitrifikasjon - Med karbonkilde tilsatt - Uten karbonkilde tilsatt - Kombinert for- og etterdenitrifikasjon - I fordenitrifikasjon - I etterdenitrifikasjon	18 døgn ³ 10 døgn ⁴	$\leq 40\ g\ NH_4-N/kg\ SS \cdot d^1$ $\leq 36\ g\ NO_x-N/kg\ SS \cdot d^{2,5}$ $\leq 84\ g\ NO_x-N/kg\ SS \cdot d^5$ $\leq 9\ g\ NO_x-N/kg\ SS \cdot d^5$ $\leq 36\ g\ NO_x-N/kg\ SS \cdot d^5$ $\leq 84\ g\ NO_x-N/kg\ SS \cdot d^5$
--	--	---

¹ Kontroll-verdi etter dimensjonering basert på slamalder. Gjelder ved C/N-forhold i innkommende vann (til aerob del) $\leq 3,0$ $g\ BOF_5/g\ TotN$. Dersom C/N-forholdet i innkommende vann er $>3\ g\ BOF_5/g\ TotN$ skal dimensjonerende verdi reduseres lineært ned til $24\ kg\ NH_4-N/kg\ SS \cdot d$ ved et C/N-forhold på >6 .

² Ved C/N forhold i innkommende vann (til fordenitrifikasjonsbasseng) $>4\ g\ BOF_5/g\ NO_3-N_{ekviv. fjernet}$. Er C/N-forholdet mindre, skal hastighetene reduseres lineært fra 0 ved C/N = 2 til angitt verdi ved C/N = $4\ g\ BOF_5/g\ NO_3-N_{ekviv. fjernet}$.

³ Kontroll-verdi for total slamalder etter dimensjonering basert på nedbrytningshastighet. Dersom total slamalder er mindre enn angitt, skal de beregnede volumene økes forholdsmessig hver for seg i forhold til angitt dimensjonerende slamalder

⁴ Aerob slamalder

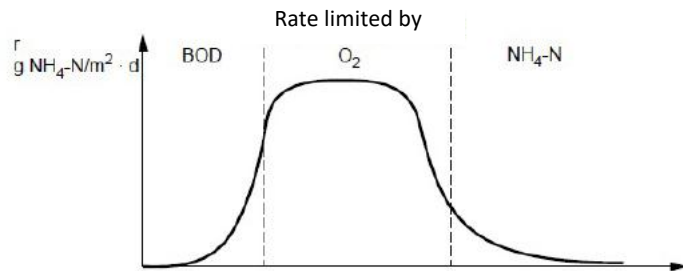
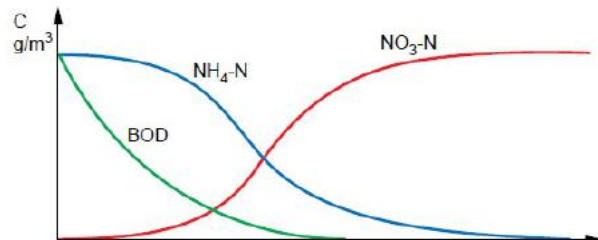
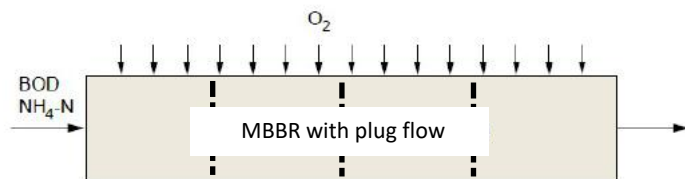
⁵ $NO_x-N = NO_3-N_{ekvivalenter}$ - hensyn tatt til vannets oksygeninnhold ($1\ g\ O_2/l = 0,35\ g\ NO_3-N_{ekviv.}$)

Dimensjoneringsprosedyre – for-denitrifikasjon i aktivslamanlegg

1. Bestem maksimal nitrogenkonsentrasjon i utløpet (gitt av konsesjonen eller behandlingsmålsettingen)
2. Anta fordelingen av utløpsvannets innhold av nitrogen. Man skal anta at organisk nitrogen utgjør 2 mg N/l og at nitrat og ammonium utgjør resten, f.eks. 3 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ og 4 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ (avhengig av målsetting)
3. Beregn hvor mye som må nitrifiseres og denitrifiseres.
4. Bestem nødvendig nitrifikasjonsvolum etter maks. slamalder – evt med korreksjon for nitrifikasjonshastighet
5. Kontroller tilgangen på intern karbonkilde. OBS: dimensjoneringsverdiene gjelder når C/N er $\geq 5 \text{ g BOF}_5/\text{g Tot N}$.
Er C/N-forholdet mindre, skal hastighetene reduseres lineært fra 0 ved C/N = 2 til angitt verdi ved C/N = 5 g $\text{BOF}_5/\text{g Tot N}$.
6. Bestem fordenitrifikasjonsvolum basert på angitt maks. fordenitrifikasjons-hastighet.
I tillegg til nitratbelastningen (kg $\text{NO}_x\text{-N/d}$) skal det også tas hensyn til mengden oksygen i vannet som pumpes i retur.
Mengden oksygen konverteres til nitratekvivalenter; 1 mg oksygen tilsvarer 0,35 mg $\text{NO}_3\text{-N}_{\text{ekvivalenter}}$
7. Kontroller totalvolumet (anoksisk pluss aerobt) for total slamalder. Dersom total slamalder er mindre enn angitt (18 d) skal de beregnede volumene økes forholdsmessig hver for seg i forhold til angitt dimensjonerende slamalder.

Dersom dimensjoneringstemperatur er noe annet enn 10°C , må alle dimensjoneringsverdier korrigeres i hht til dette

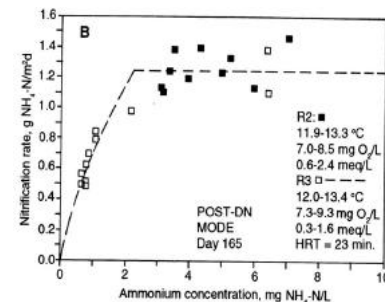
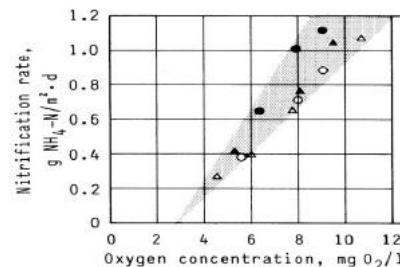
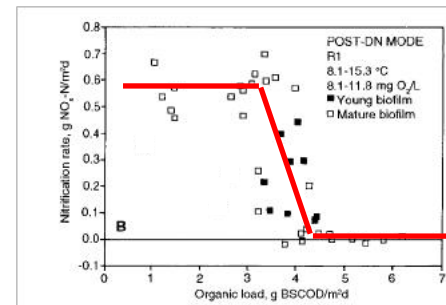
Nitrifikasjon i MBBR systemer



Flere MBBR reaktorer i serie gir et strømningsbilde som tenderer mot stempelstrømning (plug flow)

Nitrifikasjonshastighet i en tempelstrømningsreaktor kan være begrenset av:

1. Organic matter
2. Oxygen
3. Ammonium



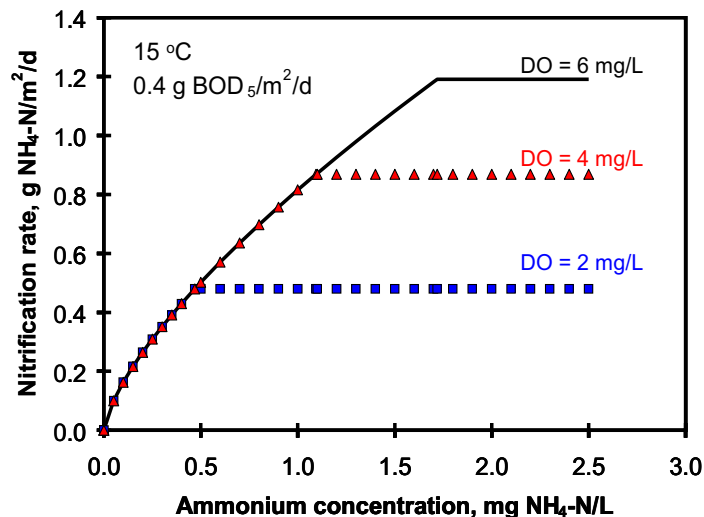
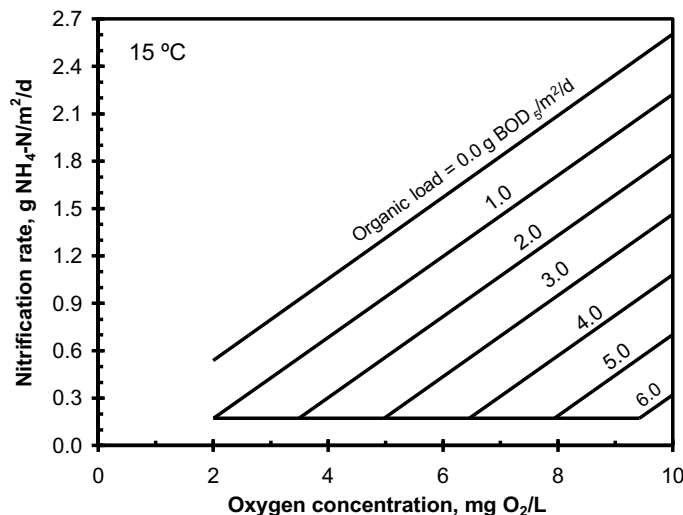
Parametre som bestemmer nitrifikasjonshastighet

1. Den organiske belastningen (kg BOD/m²d)
2. Oksygen konsentrasjonen (DO, mg O₂/l)
3. Ammonium konsentrasjonen (mg NH₄/l)

Temperaturavhengighet:

$$k_{T2} = k_{T1} \cdot \theta^{(T2-T1)}, \quad \theta = 1,09$$

I praksis er avhengigheten lavere ($\theta = 1,04$ - $1,05$)



Based on: Hem, L., Rusten, B., Ødegaard, H. (1994) Nitrification in a moving bed biofilm reactor, *Water Research*, Vol. 28, No 6, pp 1425-1433.

Nitrifikasjon-dimensjonering i MBBR

BOD-reaktoren – fjerning av organisk stoff før nitrifikasjonen:

$$r_{\text{BOD}} = 5,0 \text{ g BOD}_5/\text{m}^2\text{d} \quad (10 \text{ }^\circ\text{C}) \quad (k_T = 1.07^{(T-10)})$$

Nitrifikasjonshastigheten (når $\text{NH}_4\text{-N}$ er det begrensende substratet)

$$r_N = k \cdot (S_n)^n \quad (10 \text{ }^\circ\text{C}) \quad (k_T = 1.09^{(T-10)})$$

r_N = nitrifikasjonshastigheten (g $\text{NH}_4\text{-N}/\text{m}^2\text{-d}$)

S_N = $\text{NH}_4\text{-N}$ konsentrasjonen i reaktoren (mg $\text{NH}_4\text{-N}/\text{l}$)

n = reaksjons orden - n oftest satt til 0,7 – basert på Hem et al (1994)

k = reaktor hastighetskonstant, satt til 0,4 – 0,6 (avhengig av typen av forbehandling (som bestemmer organisk belastning))

$\text{NH}_4\text{-N}$ er bare hastighetsbegrensende ved lave $\text{NH}_4\text{-N}$ -konsentrasjoner (ca 1-2 mg $\text{NH}_4\text{-N}/\text{l}$). Ved høyere konsentrasjoner, vil S_n være bestemt av DO-konsentrasjonen og S_n erstattes da av $S_{n,\text{transition}}$

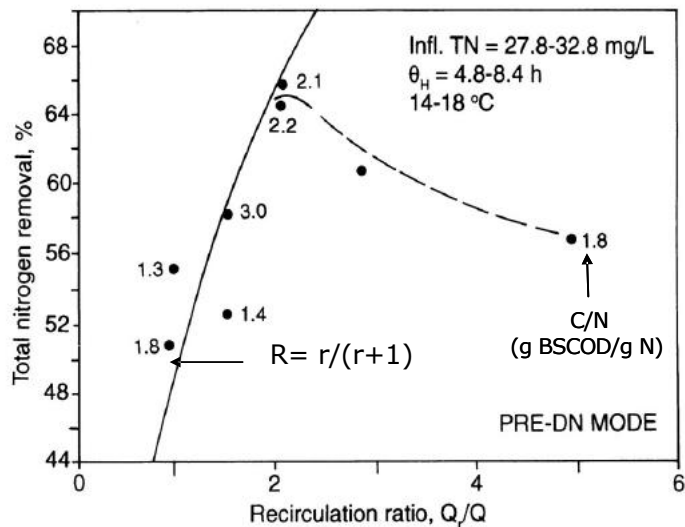
$$S_{n,\text{transition}} = (\text{DO}-0,5) / 3,2$$

- 0,5 er det antatte DO forbruket i det heterotrofe laget – kan evt økes til 1-2, dersom fjerningen av organisk stoff ikke er fullstendig.
- 3,2 er det antatte forholdet mellom ammonium og DO som avgjør hvilken av de to som er begrensende for nitrifikasjonen

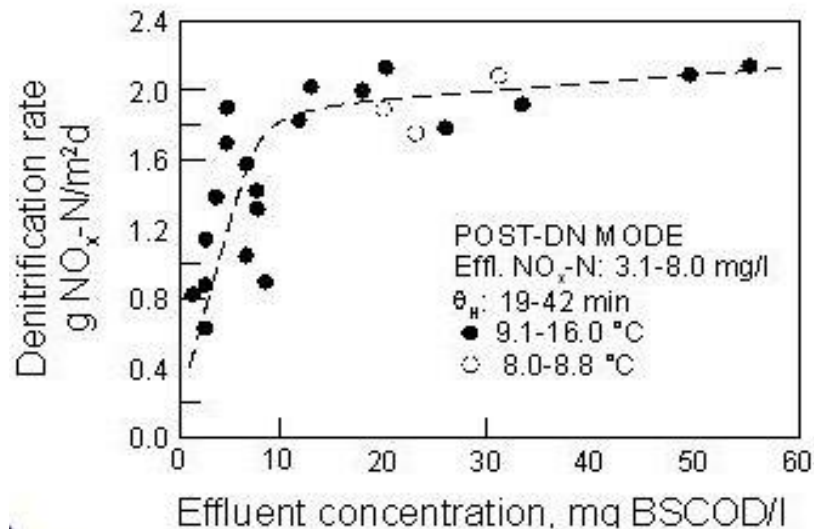
Denitrifikasjonshastigheten er primært begrenset av COD

$$r_{DN} = k * [S_{COD}/(S_{COD}+K_{S,COD})] * [S_{NO_3}/(S_{NO_3}+K_{S,NO_3})]$$

I **for-denitrifikasjon** vil det være en maks mulig renseeffekt som en følge av resirkuleringen



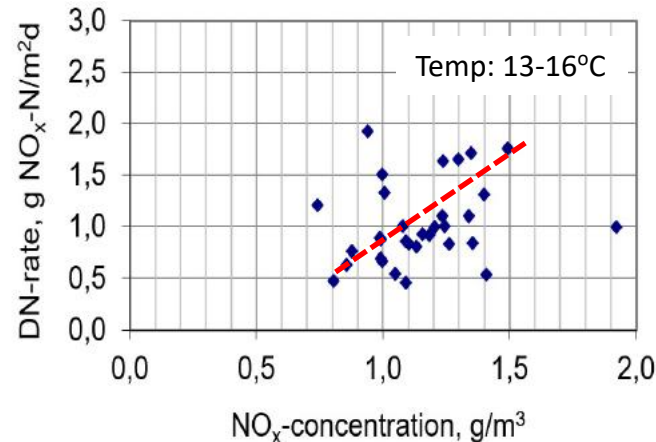
I **etter-denitrifikasjon** er DN-hastigheten bare begrenset av lett nedbrytbart karbon dersom denne er < 10-15 mg/l



$$r_{DN} = k * [S_{COD}/(S_{COD}+K_{S,COD})] * [S_{NO3}/(S_{NO3}+K_{S,NO3})]$$

Etterdenitrifikasjonen kan også være begrenset NO_3 -N, men bare dersom ved lave NO_3 -N konsentrasjoner (< 1-3 mg/l) kreves

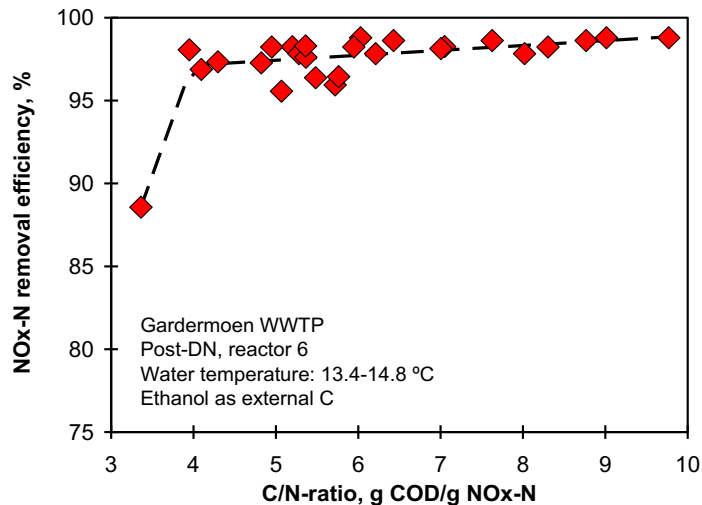
Full-scale certification test at NRA



Rusten (2008) Personal communication. Based on data from NOWATECH certification study

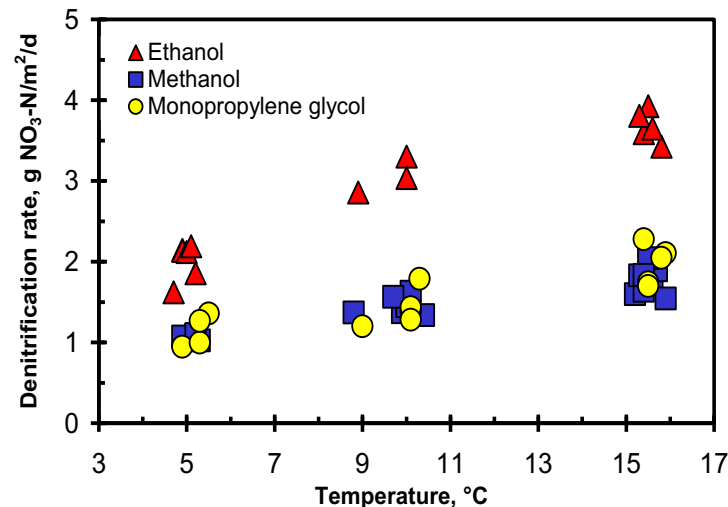
Effektivitet og styring av etter-denitrifikasjon

Effektiviteten er styrt av tilgangen på lett nedbrytbart karbon i forhold til $\text{NO}_x\text{-N}$ som skal fjernes (C/N-forhold)



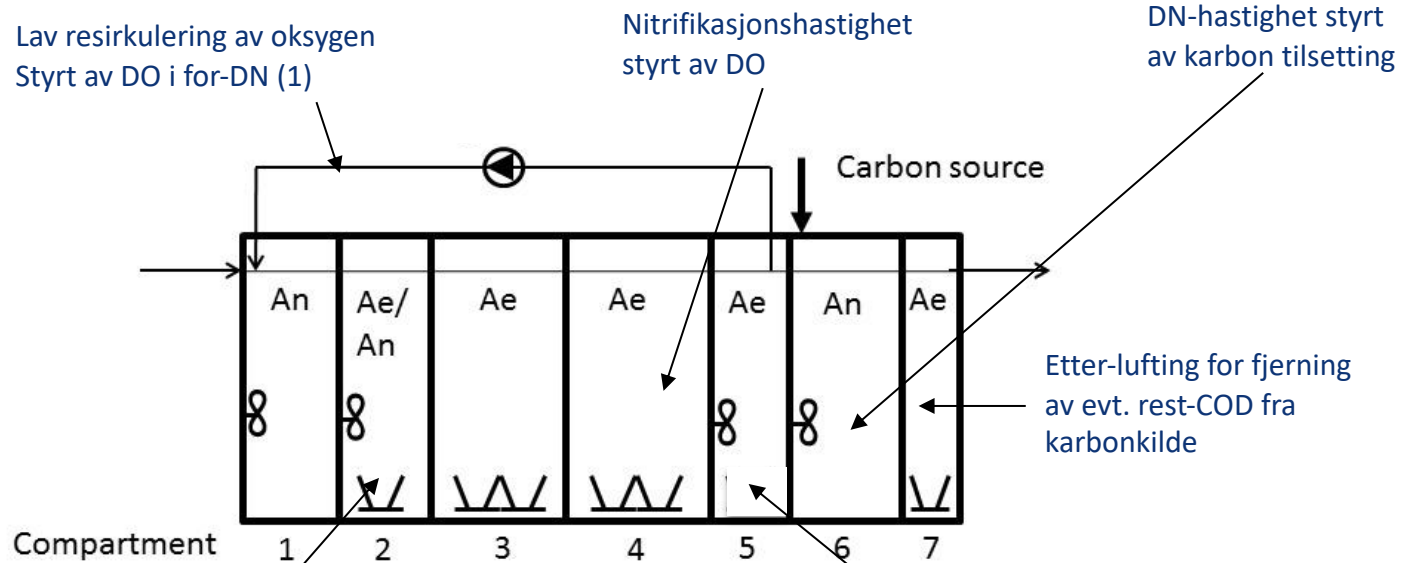
- Kritisk C/N-forhold for «fullstendig» DN: 3,8 g $\text{COD}_{\text{added}}$ /g $\text{NO}_x\text{-N}$
- Fullstendig: Midlere $\text{NO}_x\text{-N}$ i effluenten: 0,33 mg $\text{NO}_x\text{-N/l}$

Denitrifikasjonshastigheten er avhengig av valg av karbonkilde (basert på test ved Gardermoen RA)



Etterdenitrifikasjonen kan sryes gjennom karbonkilde-tilsetningen som kan reguleres på basis av $\text{NO}_3\text{-}$ sensorer på innløp til og evt. utløp av etter-DN reaktor

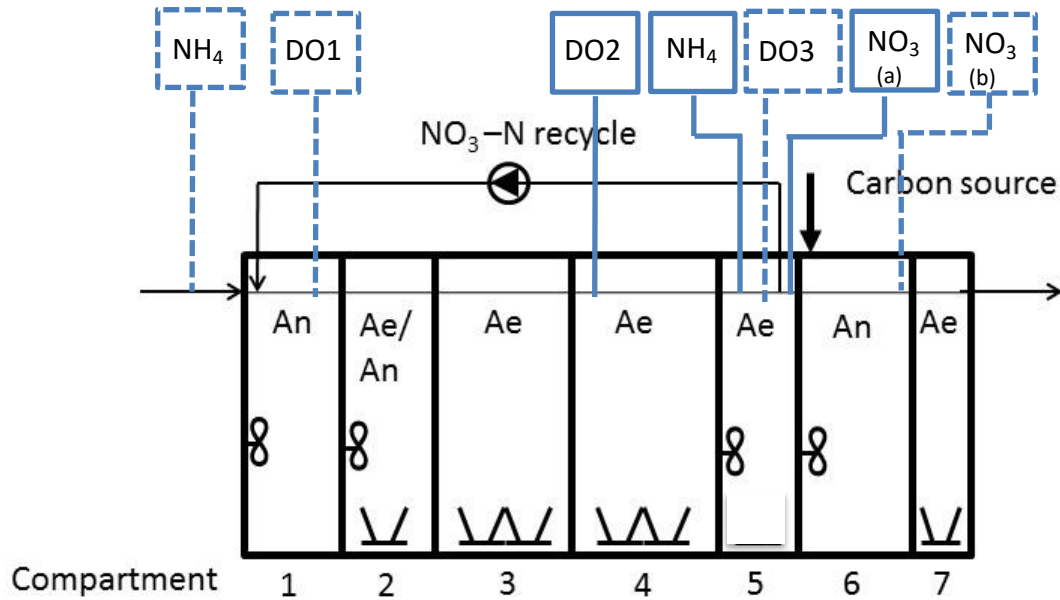
Kombinert for- og etter-DN MBBR prosess



- Luftet når større nitrifikasjonsvolum trengs (vinter).
- Ikke luftet om sommeren, dvs. større for-DN volum – muliggjør høyere resirkulering og mindre ekstern C-kilde

Ikke luftet – men likevel aerob. Av-
oxygenisering ved fortsatt nitrifikasjon
for å minske DO til for- og etter-DN

Prosess styring



Proessen kan styres på basis av i flere deler av prosessen:

DO1: Sett verdi f.eks. 0,3 mg/l. Om DO er høyere, justeres resirkuleringen ned

DO2: Sett verdi er dynamisk – bestemmes av sett verdien for NH_4 i reakt. 5 (f.eks. 2 mg/l). Styres åpningen av luftventile i reakt. 3-4

NH_4 : Sett verdi f.eks. 2 mg/l – om NH_4 er høyere, økes luftingen (dvs. DO2). En NH_4 -sensor Kan også benyttes på innløpet for kontroll

DO3: Ingen sett verdi. Måling benyttes sammen med måling av NO_3 (f.eks. satt på 2 mg/l) for å styre doseringen av karbonkilden

NO_3 : a) For bestemm. av karbondosering (C/N)
b) Sett verdi (f.eks. 2 mg/l) - om NO_3 er høyere, økes karbonkilde doseringen

Dimensjonering av N-fjerning i MBBR

Dimensjonerings-
veiledningen(rev. 2021)

(10°C)

Behandlingsmålsetting	Organisk arealbelastning g BOF ₅ /m ² · d	Ammonium arealbelastning g NH ₄ -N/m ² · d	NO ₃ -N _{ekvivalenter} arealbelastning g NO ₃ -N/m ² · d
Nitrifikasjon (< 3 mg NH ₄ -N/l) a. Uten <u>forsed.el. for-denitrifik.</u> b. Med <u>forsed.el. for-denitrifik.</u> c. Med <u>forsed.og for-denitrifik.</u> d. Med <u>forfelling</u>	≤ 5 ²	≤ 0,50 ³ ≤ 0,60 ³ ≤ 0,65 ³ ≤ 0,75 ³	
Denitrifikasjon (>70 % N-fjerning): • Med for-denitrifikasjon • Med etter-denitrifikasjon • Med kombinert for- og <u>etterdenitrifikasjon</u>			≤ 0,50 ^{4,5} ≤ 1,50 ⁶ ≤ 0,50 ^{4,5} i for-DN-reakt. ≤ 1,50 ⁶ i etter-DN-reakt.

² Dimensjoneringsverdi for den reaktordelen som forutsettes å fjerne organisk stoff før nitrifikasjonen

³ Dimensjoneringsverdi for den reaktordelen som forutsettes å fjerne ammonium ved nitrifikasjon forutsatt at restkonsentrasjonen av ammonium er ≥ 2 mg NH₄-N/l. Ved behov for lavere restkonsentrasjon skal de angitte nitrifikasjonshastigheter reduseres lineært fra angitt verdi ved NH₄-N konsentrasjon lik 2 mg NH₄-N/l til 0 ved NH₄-N konsentrasjon lik 0 mg NH₄-N/l.

Det skal ikke forutsettes høyere oksygenkonsentrasjon enn 5 mg O₂/l ved dimensjonering. De angitte nitrifikasjonshastighetene gjelder ved oksygenkonsentrasjon = 5 mg O₂/l

⁵ Forutsatt at resirkulert vannmengde fra nitrifikasjons- til fordenitrifikasjonsreaktor er ≥250 % av Q_{midl, inn} dersom man skal klare kravet om 70 % fjerning med fordenitrifikasjon alene. Ved kombinert for- og etterdenitrifikasjon kan resirkuleringsmengden være lavere.

⁶ Forutsatt tilsatt ekstern karbonkilde tilsvarende C/N-forhold i innkommende vann til etterdenitrifikasjonsreaktoren ≥ 3 g BOF₅/g NO₃-N_{ekviv.} (evt. 4,5 g KOF/g NO₃-N_{ekviv.}) og restkonsentrasjonen av NO₃-N_{ekviv.} kan være ≥ 3 mg NO₃-N/l. Er det behov for en lavere restkonsentrasjon, skal arealbelastningen for etterdenitrifikasjonen multipliseres med en faktor F. F= nødvendig konsentrasjon/3 . Disse verdiene gjelder når metanol eller glykol benyttes som ekstern karbonkilde. Dersom etanol benyttes, kan hastighetene multipliseres med 1,8.

Temperaturavhengighet

Dimensjoneringsveiledningen:

Ved andre temperaturer enn 10 °C skal arealbelastningen korrigeres etter følgende formel:

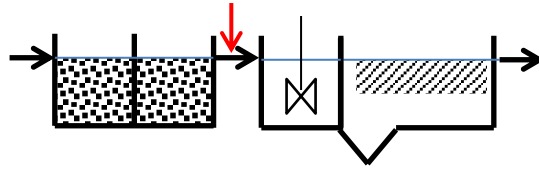
$$A_T = A_{10} \cdot \Theta^{(T-10)}$$

- A_T er arealbelastning ved den aktuelle temperatur
- A_{10} er arealbelastning ved 10 °C.
- Θ = Temperaturkorreksjonsfaktor, som skal settes til:
 - o BOF₅-fjerning og denitrifikasjon: 1,07
 - o Nitrifikasjon: 1,09

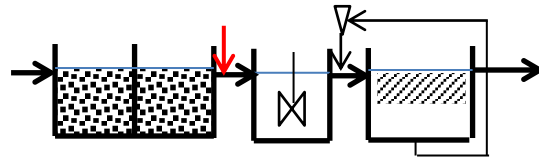
Erfaringene fra norske MBBR anlegg med N-fjerning indikerer at temperaturinnflytelsen er mindre i praksis. Dette skyldes primært at DO øker når temperaturen synker og høyere DO gir høyere nitrifikasjonshastighet. I praksis viser Θ for nitrifikasjon seg å ligge på ca 1,04-1,05

Metoder for biomasse-separasjon i MBBR-anlegg

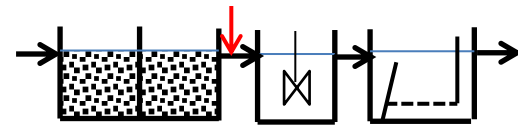
Ved høye biomasse konsentrasjoner ($\sim 200 \text{ mg/l}$)



MBBR – Sedimentering/Lamell-sedimentering



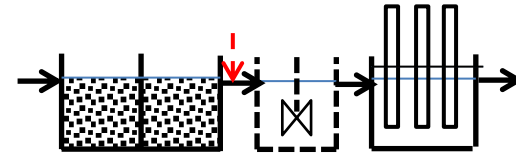
MBBR – Mikrosand ballastert lamell-sedimentering



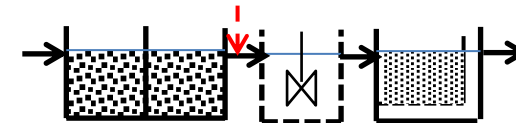
MBBR – Flotation (DAF)

< 15 mg SS/l ut

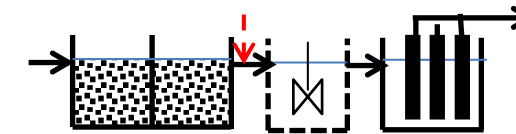
Ved lave biomasse konsentrasjoner ($\sim 50 \text{ mg/l}$)



MBBR – Mikrosiling/Disc filtrering



MBBR – Sand filtrering

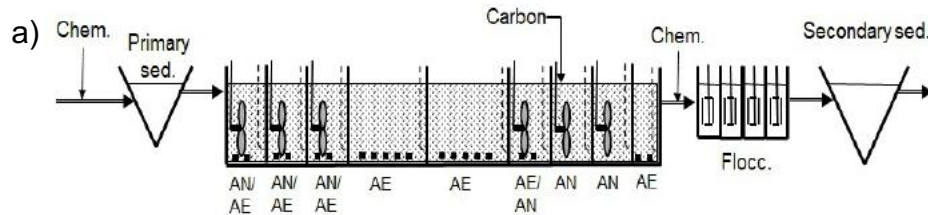


MBBR – Membran (UF or MF) filtrering

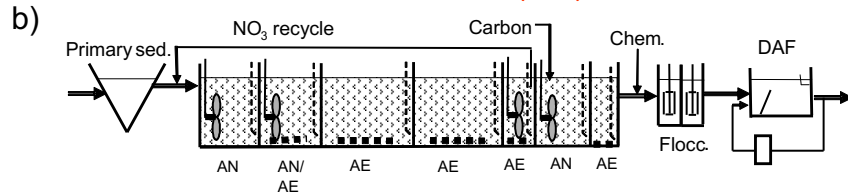
< 5 mg SS/l ut

Erfaringer fra norske MBBR-anlegg med N-fjerning

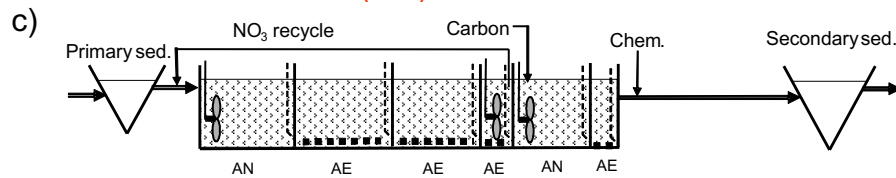
Lillehammer WWTP



Nordre Follo and Gardermoen WWTP (GRA)



Nedre Romerike WWTP (NRA)

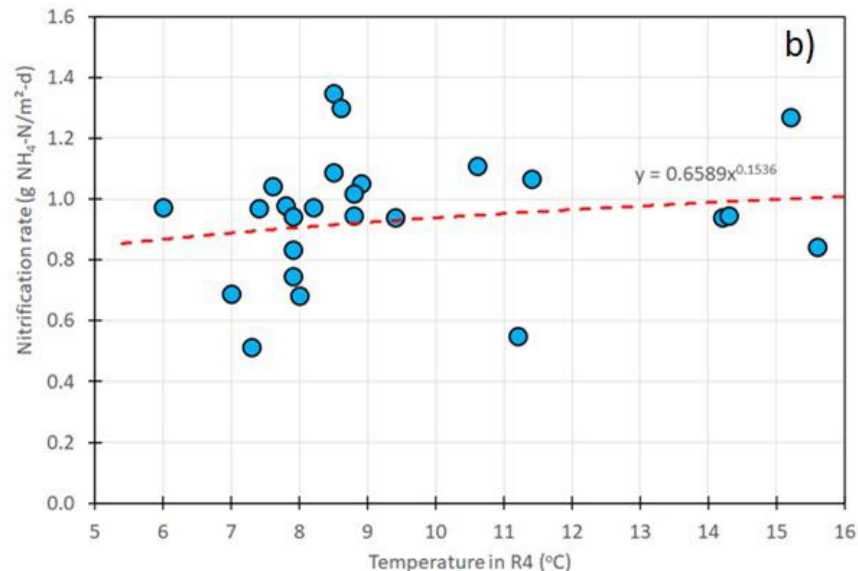
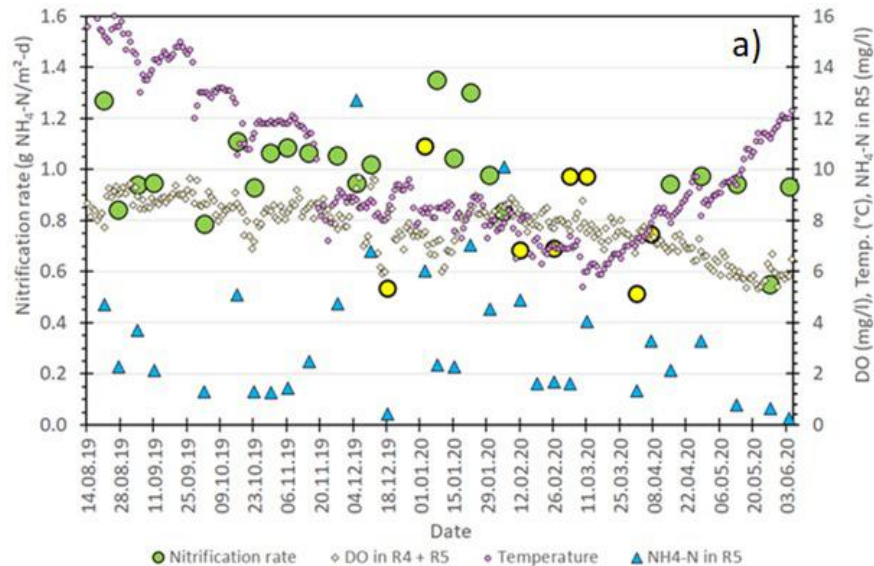


Data for MBBR-anleggene i (2005)

Parameter	Lille- hammer	Nordre Follo	Garder- moen	Nedre Romerike
Average flow (m ³ /h)	1200	750	920	2300
Max flow (m ³ /h)	1900	1125	1300	7200
Temperature (°C)	3-14	6-14	4-14	7-14
MBBR				
Total volume (m ³)	3840	3710	5790	19370
Carrier fill fraction (%)	65,0	66,2	58.5	42,7
Average (max) HRT (hrs)	3,2 (2,0)	4,9 (3,3)	6,3 (4,5)	8,4 (2,7)
Carbon source	Ethanol	Methanol	Glycol	Methanol
g COD _{added} /g TN _{equiv}	3.3	2.2	2.4	-
Efficiency, 2005				
Average out concentration and treatment efficiency	Out Rem mg/l %	Out Rem mg/l %	Out Rem mg/l %	Out Rem mg/l %
BOD ₅	2,2 99	2,8 98	3,2 98	4,0 95
COD	35 93	39 91	25 96	27 93
Tot N	2,9 92	9,7 73	7,0 87	5,0 83
Tot P	0.12 98	0.20 96	0.18 98	0.05 99

Erfaringer fra 2019-2020 – Med fokus på kaldt vann

Nitrifikasjon ved Gardermoen RA

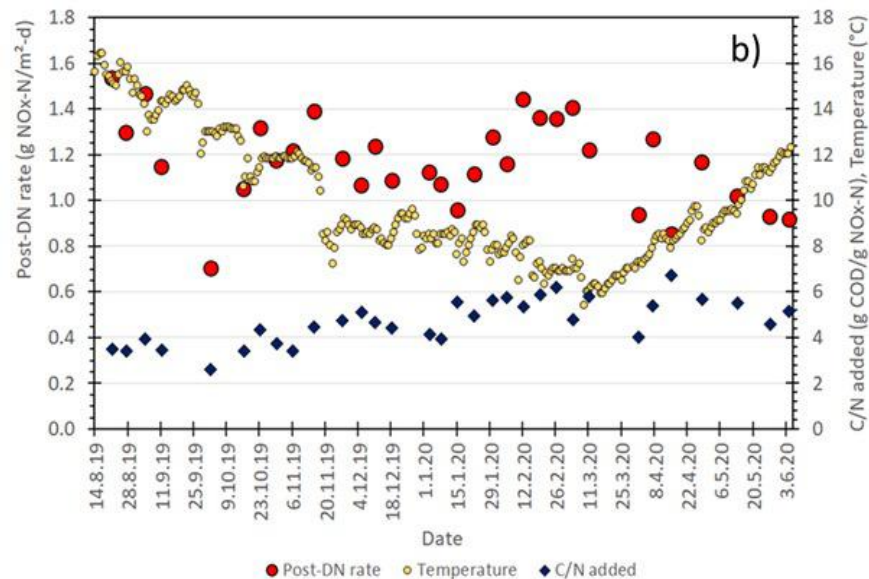
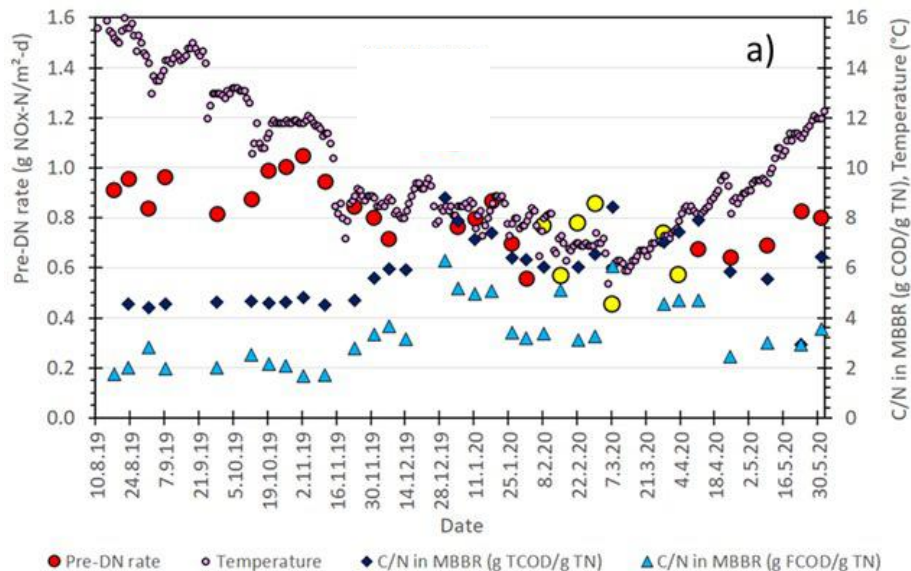


Nitrifikasjonshastighet:

- Nitrifikasjonshastighet: $0,8 - 1,4 \text{ g NH}_4\text{-N/m}^2\text{d}$ - typisk rundt $1,0 \text{ g NH}_4\text{-N/m}^2\text{d}$ at $8-10^{\circ}\text{C}$ – litt høyere enn dim-veil.
- Nitrifikasjonshastigheten forbausende lite avhengig av temperaturen. Temperatureffekten maskert av DO-effekten

Erfaringer fra 2019-2020 – Med fokus på kaldt vann

Denitrifikasjon ved Gardermoen RA

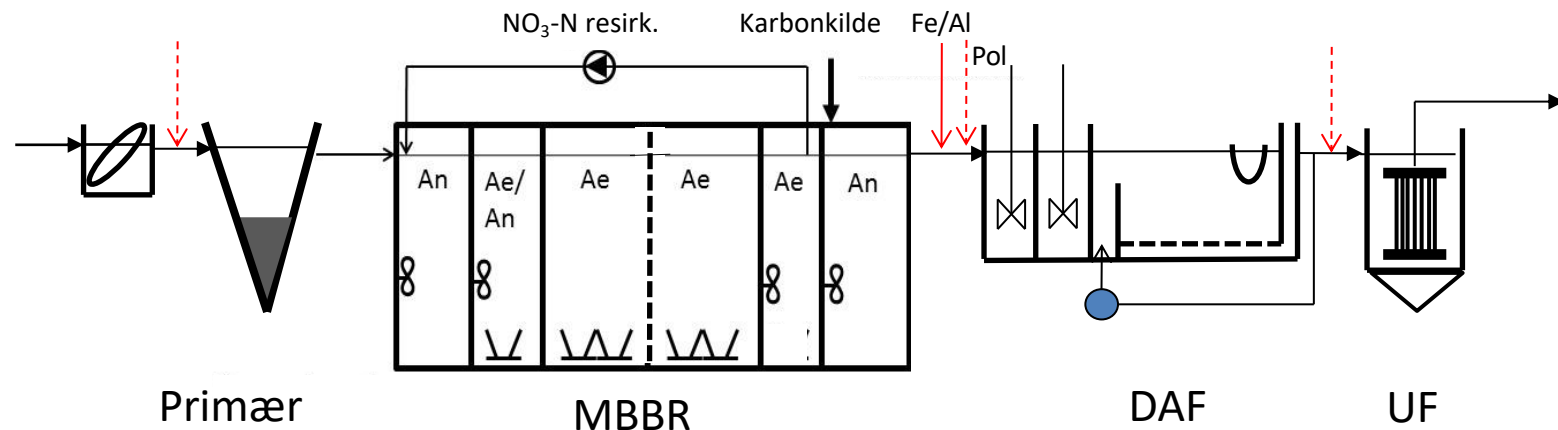


Denitrifikasjonshastigheter:

- For-DN hastighet lavere (ca 60 %) enn etter-DN hastighet
- DN-hastigheter forbausende lite influert av temperaturen (kompensert for ved økt C-kilde ved lav temp.)

Min fortrukne prosessløsning for avansert rensing

(< 5 mg N/l, < 5 mg BOD/l, < 5 mg SS/l, < 0,1 mg P/l)



Hvilken som helst primær Reaktor kan brukes – med eller uten forfelling

Kombinert for- og etterdenitrifikasjon gir maksimal drifts-fleksibilitet ved et minimalt reaktorvolum

Felling/flokkulering flotasjon gir svært god P- og SS-fjerning

UF/MF filtrering sikrer maksimal SS- og P-fjerning samt overskudds-COD-fjerning

Takk for oppmerksomheten!

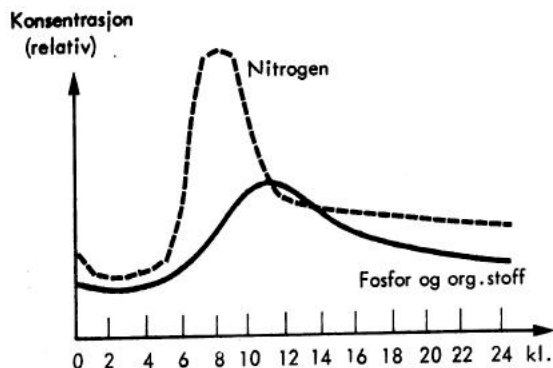


Ekstra-slides om dimensjonering av MBBR

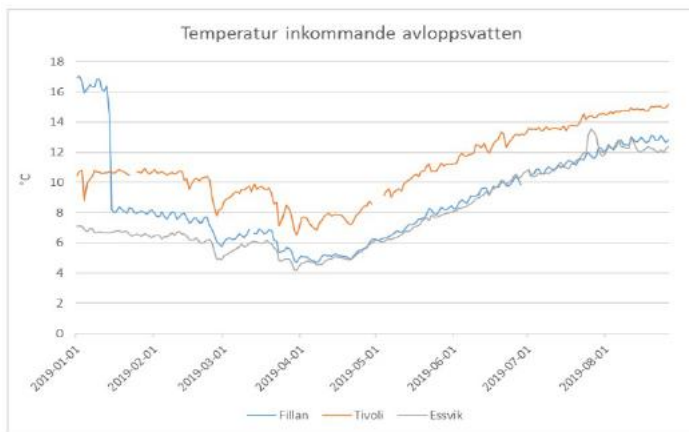
Brukes bare om det blir tid til overs eller i forbindelse med spørsmål om dimensjonering

Viktige avrenningsaspekter ved N-fjerning

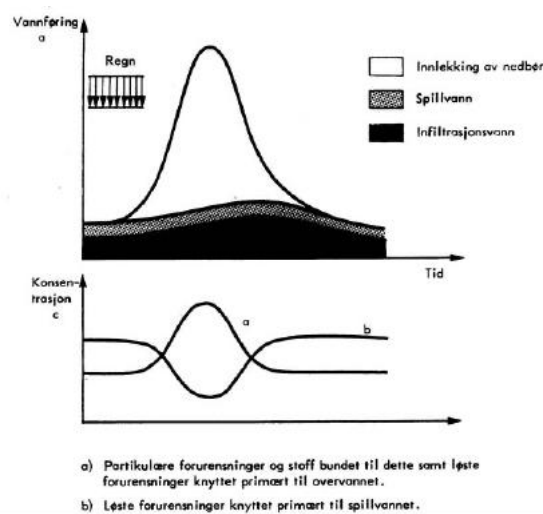
Nitrogen-toppen kommer langt tidligere på døgnet enn BOD og P-toppen



Avløpsvannets temperatur varierer mye over året. Lav avløpstemperatur skyldes i større grad snøsmelting enn lav lufttemperatur og er derfor lavest om våren



Regnvær kan fortynne nitrogen mer enn BOD relativt sett, dvs at BOD/N-forholdet kan endre seg mye



I vårt klima spiller nedbør og snøsmelting en stor rolle for optimal drift av N-renseanlegg !

Spesifikk biologisk slamproduksjon (SP_{spes}) i aktivslamanlegg (10 °C) (kg SS produsert/kg BOF_5 belastet bioreaktorene).

Tabell 3.5.2. Spesifikk biologisk slamproduksjon (SP_{spes}) ved 10 °C (kg SS produsert/kg BOF_5 belastet bioreaktorene).

Slamalder i døgn	Forholdet mellom SS og BOF_5 i innløpet til bioreaktorene*				kg SS/kg BOF_5
	0,4	0,6	0,8	1,0	1,2
4	0,80	0,92	1,04	1,16	1,28
5	0,77	0,89	1,01	1,13	1,25
6	0,74	0,86	0,98	1,10	1,22
8	0,70	0,82	0,94	1,06	1,18
10	0,66	0,78	0,90	1,02	1,14
12	0,64	0,76	0,88	1,00	1,12
15	0,60	0,72	0,84	0,96	1,08
18	0,58	0,70	0,82	0,94	1,06
20	0,57	0,69	0,81	0,93	1,05

* Målt etter eventuell forsedimentering eller finsil

Temperaturkoeffisient (Θ) : 1,07 i formel: $SP_{spes,T} = SP_{spes,10} \cdot 1,07^{(10-T)}$

Karbonkilde i fordenitrifikasjonen – forutsetninger:

- a. Andel løst organisk stoff i innløpsvann i forhold til total ($\text{BOF}_{5,\text{løst}}/\text{BOF}_{5,\text{total}}$) :
 - Uten primærrensetrinn: 25%
 - Med primærrensetrinn: 30 %
- b. Andel partikulært organisk stoff som blir omsatt til løst organisk stoff ved hydrolyse:
25 % av $\text{BOF}_{5,\text{partikulær}}$ i innløpsvann
- c. Omsetning av organisk stoff ved fordenitrifikasjon: $3,0 \text{ g BOF}_{5,\text{løst}}/\text{gNO}_3 \text{ ekv. -N}_{\text{fjernet}}$ hvor løst organisk stoff tilgjengelig for denitrifikasjon ($\text{BOF}_{5,\text{løst}}$) utgjøres av summen av de to fraksjoner under punkt a og b over

Belastningen (kg $\text{NO}_3\text{-N/d}$) på fordenitrifikasjonsreaktoren skal bestemmes som produktet av den returnerte vannmengden og konsentrasjonen av nitrat i utløpet av nitrifikasjonssonen - med tillegg av den konverterte oksygenmengden (1 g oksygen tilsvarer 0,35 g $\text{NO}_3\text{-N}_{\text{ekvivalenter}}$).

Fjerning av organisk stoff før nitrifikasjonen

Organisk stoff må fjernes ned til lave verdier før nitrifikasjonen vil kunne foregå

I **etterdenitrifikasjonsanlegg** fjernes BOD aerobt i den første luftede reaktoren. I rene etter-DN anlegg benyttes derfor ofte forfelling – som fjerner ca 70 % av BOD i primærsteget

I **fordenitrifikasjonsanlegg** og i anlegg med **kombinert denitrifikasjonsanlegg** fjernes BOD :

1. anoksisk gjennom fordenitrifikasjonen ($\sim 3,5 \text{ g BOD}_5/\text{g NO}_x\text{-N}_{\text{reduced}}$) (reaktor 1/2)
2. aerobt i reaktor 2/3 – dimensjoneringsverdi: $5 \text{ g BOD}/\text{m}^2\text{d}$

Hvor mye BOD som kan fjernes i fordenitrifikasjonen, er avhengig av:

1. hvor mye $\text{NO}_3\text{-N}$ som skal denitrifiseres ($\sim 3,5 \text{ g BOD}_5/\text{g NO}_x\text{-N}_{\text{reduert}}$)
2. hvor mye oksygen som returneres med det nitratholdige vannet –
 - 1 g DO representerer en tilleggsbelastning på $0,35 \text{ g NO}_x\text{-N}$

De-ox og re-ox

De-Ox (kan være sving-reaktor):

I anlegg hvor fordenitrifikasjon inngår vil det være hensiktsmessig å redusere oksygeninnholdet i en reoksygenerings-reaktor før det nitratholdige vannet returneres til fordenitrifikasjonsreaktoren.

- Lufting med lav intensitet (ønskelig $DO < 2 \text{ g O}_2/\text{m}^3$) – ammonium hastighetsbegrensende - nedbrytningshastighet på $\leq 0,225 \text{ g NH}_4\text{-N}/\text{m}^2\text{d}$
- Omrøring uten lufting. Oksygenet forbrukes av:
 - Fortsatt nitrifikasjon av rest-ammonium ($\leq 0,225 \text{ g NH}_4\text{-N}/\text{m}^2\text{d}$)
 - Tilsetting av karbonkilde, dvs. denitrifikasjon av nitrat

Også i etterdenitrifikasjonsanlegg, være hensiktsmessig med en de-oksygeneringsreaktor for å redusere oksygenbelastningen på etterdenitrifikasjonen.

Re-Ox (luftet avslutningsreaktor):

Luftet re-oksygeneringsreaktor etter etterdenitrifikasjons-reaktoren kan benyttes for å sikre at eventuelt gjenværende organisk stoff fra den eksterne karbonkilde blir nedbrutt. Reoksygeneringsreaktoren kan dimensjoneres for en restkonsentrasjon av organisk stoff på $10 \text{ g KOF}_{\text{løst}}/\text{m}^3$ og en nedbrytningshastighet på $4 \text{ g KOF}_{\text{løst}}/\text{m}^2\cdot\text{d}$ ved Q_{maksdim} . Oppholdstiden skal dog ikke settes lavere enn 18 min ved Q_{maksdim} .

Nødvendig lufttilførsel

Oksygenbehovet (OB, kg O₂/time) skal dimensjoneres på grunnlag av:

- OB = 1,0 kg O₂/kg BOF_{5, tilført} + 4.3 kg O₂/kg NH₄-N_{tilført}
- Spissbelastningsfaktor: 2,0 for oksygenbehov (kg O₂/time) til nitrifisering.

Den dimensjonerende oksygentilførsel (OT) er avhengig av oksygenbehovet (OB), innblåsningsdybden, forbehandlingen etc.

Tabell 3.5.7 Veiledende spesifikk oksygenoverføringskapasitet (SOFK) i MBBR-anlegg med diffusorsystem basert på borede 4mm hull med middels boblestørrelse

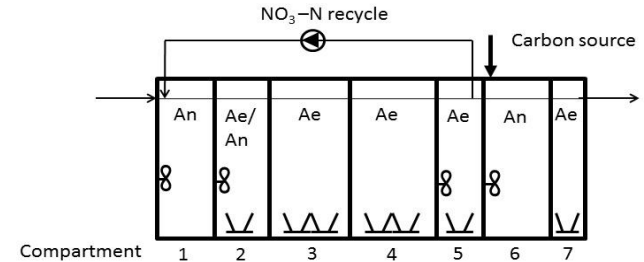
$$OT = \frac{f_d \cdot C_{m,20}}{\alpha \cdot (f_d \cdot C_{m,T} - C_r) \cdot \theta^{(T-20)}} \cdot OB \text{ (kg O}_2\text{/time)}$$

$$Q_{luft} \text{ (m}^3\text{/time)} = \frac{OT \text{ (kg O}_2\text{/time)} \cdot 1000 \text{ (g/kg)}}{SOFK \text{ (g O}_2\text{/Nm}^3_{luft} \cdot m_{innblåsningsdyp}) \cdot h_d \text{ (m}_{innblåsningsdyp})}$$

Type av <u>biofilm bærer</u>	Fyllingsgrad (%)	<u>SOFK</u> <u>avløpsvann</u> (g O ₂ /Nm ³ _{luft} * m) (10°C, 1 atm)
<u>Rør-lignende</u>	30 (~20-40)	6,5-7,5
	50 (~40-60)	7,5-8,5
<u>Mvnt-lignende</u>	30 (~20-40)	5,5-6,0
	50 (~40-60)	6,0-6,5

«Sving»-reaktorer

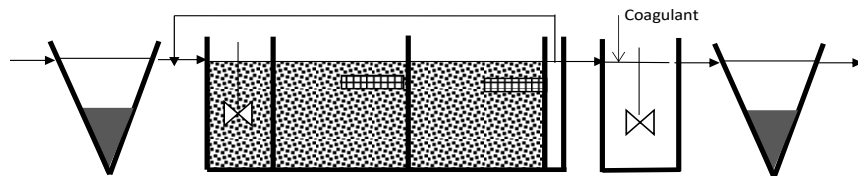
For å øke driftsfleksibiliteten, benyttes ofte «sving»-reaktorer, dvs. reaktorer som både kan luftes og omrøres



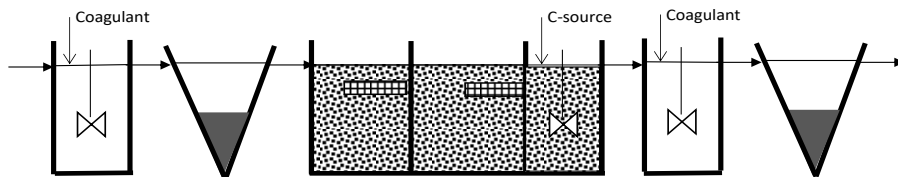
- Reaktor 2 opereres ofte anoksisk om sommeren (ved høy temp.) og aerobt om vinteren (ved lav temp.) da man trenger større nitrifikasjonskapasitet. Den reduserte fordenitrifikasjonskapasiteten kompenseres det da for ved å dosere mer karbonkilde i etterdenitrifikasjonen ved lav temp.
- Reaktor 5 kan også være konstruert som en «sving»-reaktor – men normalt drives denne med kun propellomrøring og uten lufting. Den er likevel aerob ettersom anlegget normalt drives slik at det er noe rest-ammionium igjen i reaktor 5 – som dog brytes ned med lav hastighet DO ($\sim 0,2 \text{ g NH}_4\text{-N/m}^2\text{d}$).

MBBR prosessalternativer

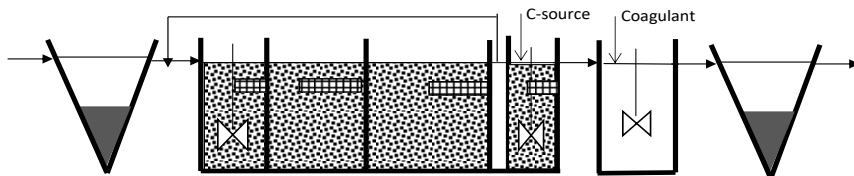
a. Pre-denitrification with post-precipitation



b. Pre-precipitation with post-denitrification



c. Combined pre- and post-denitrification



Advantages and disadvantages

Advantages

- No need for external carbon source

Disadvantages

- Limitation to what can be achieved in terms of removal efficiency (max ca 70 %)
- Dependent on a relatively high and stable C/N in
- Dependent on recycle, i.e. high Q through the bioreactor

Avantages

- Not dependent on C/N-ratio in in-coming water
- No limitation with respect to treatment efficiency (> 90 %) of both N and P
- Low Q through the bioreactor (less area for sieves)

Disadvantages

- Need for external carbon source
- Pre-precipitation must be controlled in order to prevent P-limitation in bioreactor

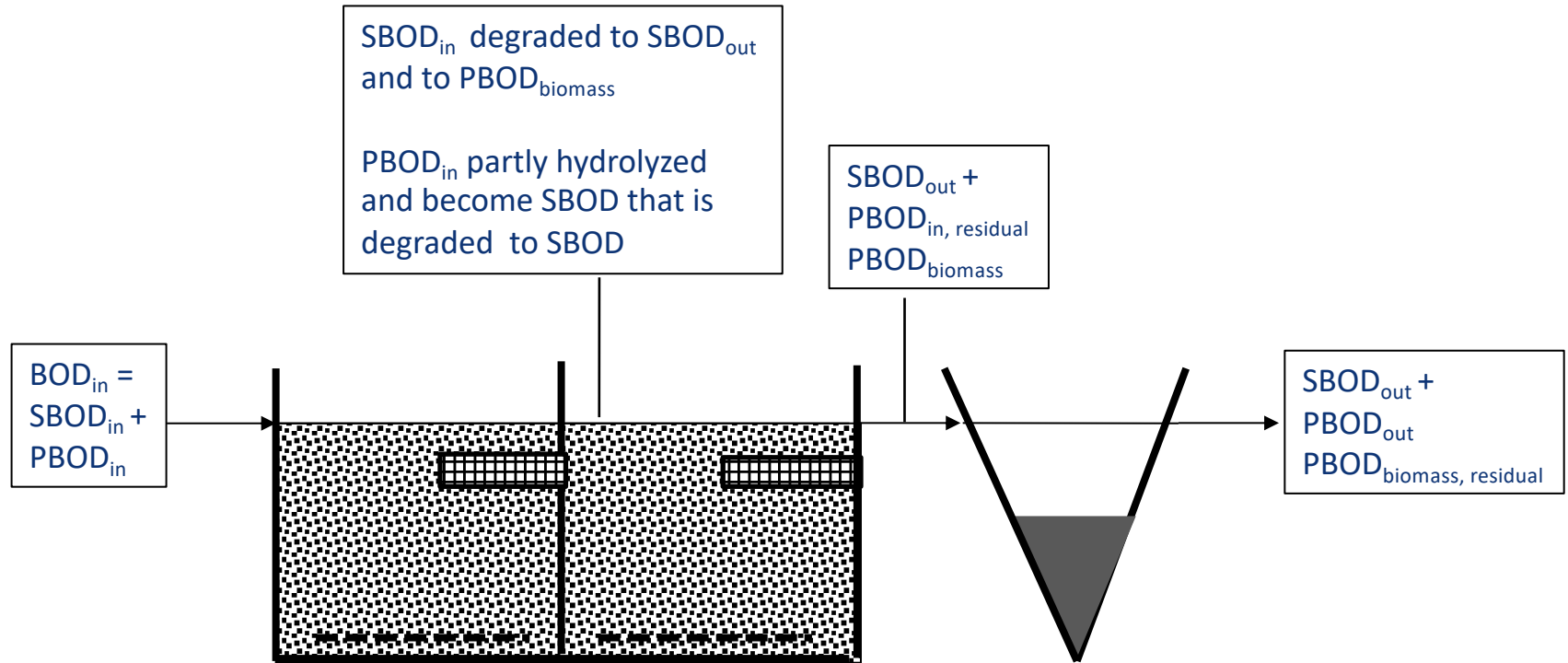
Advantages

- Little dependent on C/N-ratio in
- No limitation with respect to treatment efficiency (> 90 %) of both N and P

Disadvantages

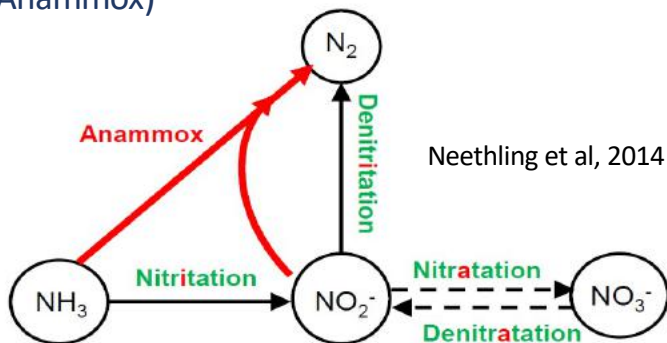
- Need for external carbon source
- Is dependent of recycle, i.e. high Q through bioreactor

Husk at renseseffekten avhenger både av bionedbrytningen i MBBR'en og separasjonseffekten av MBBR biomasse (og evt utfelte fnokker)



N-removal by de-ammonification

Partial nitritation – Anaerobic ammonia oxidation (Anammox)



De-ammonification is easier when:

- High temperature (> ~ 25 °C)
- High NH₄-N ammonium (>500 mg/l)
- Low C/N

➡ **Sludge (reject) water (side-stream)**

In side-stream: Proven technology

In main-stream: Still in R&D-stage

Advantages and disadvantages of de-ammonification vs. nitrification/denitrification

Advantages	Disadvantages
• No carbon source needed • Lower (~60 %) oxygen (energy) consumption • Lower (~50 %) alkalinity consumption • Lower (~70 %) sludge production	• Some nitrate is formed: Max N-rem. ca 80 % • Nitrite has to be generated • Very slow growth rate - long start-up • Long biomass retention time necessary ○ Biofilm/MBBR is favorable