

# Biologisk fosforfjerning – muligheter og begrensninger

Av Hallvard Ødegaard

Hallvard Ødegaard  
er professor ved Institutt for vassbygging, NTH.

I den senere tid har det vært en økende interesse for biologisk fosforfjerning over hel verden. Det er ulike årsaker til dette, men i de fleste tilfeller er ønsket om å bibeholde biologisk prosess også når kravet om næringsstoffjerning er innført, den dominerende årsak. I Norge har vi helt siden starten på 70-tallet satset på kjemisk fosforfjerning - med svært godt resultat (Ødegaard, 1992). Når nå interessen for biologisk fosforfjerning også tar om seg i Norge, må dette dels skyldes påvirkning fra andre land og dels det faktum at flere anlegg må innføre biologiske prosesser for å fjerne nitrogen.

Hensikten med dette innlegget er to-sidig, nemlig:

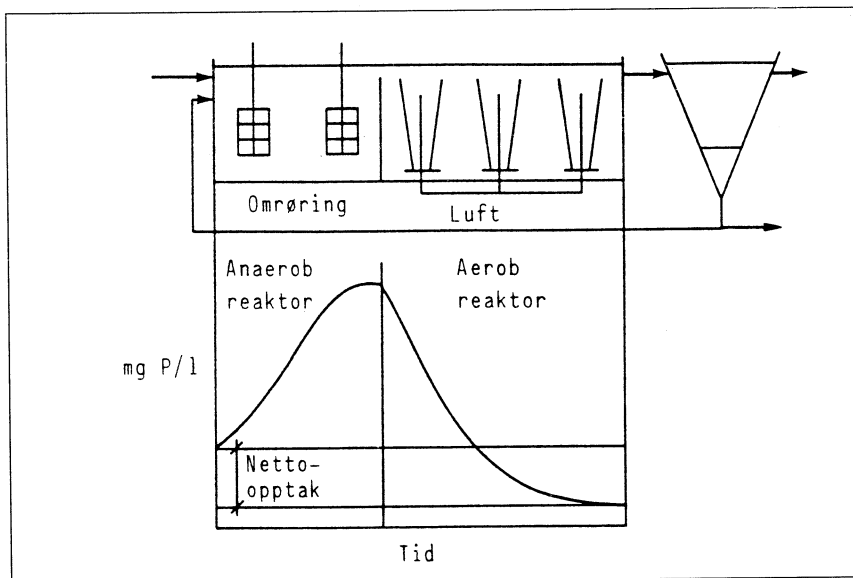
- a. å gi en kortfattet innføring i det prosessmessige grunnlaget for biologisk fosforfjerning
- b. å diskutere hvordan norske avløps-situasjoner passer for biologisk fosforfjerning

## Prosessmessig grunnlag

Interessen for biologisk fosforfjerning startet i USA på 60-tallet da man oppdaget en betydelig fjerning av fosfor i aktivslamanlegg når disse ble drevet på spesielle måter. Man har senere forsøkt

å beskrive de prosessmessige sammenhenger og mekanismer som ligger til grunn for den fosforfjerning som blir observert. Ulike prosessoppbygninger har blitt utprøvet, og selv om vi neppe kan si at biologisk fosforfjerning nå er etablert teknologi, så er det stadig større interesse for denne måten å fjerne fosfor på. Dette har først og fremst sammenheng med ønsket om å redusere den slamproduksjon som kjemisk fosforfjerning innebærer.

Selv om man kan nå lave fosforkonsentrasjoner også med biologisk P-fjerning, viser erfaringer fra de fleste anlegg at det i driftssituasjoner er vanskelig å komme under 1-2 mg P/l i middelkonsentrasjon over året, selv om det kan vises til betydelig bedre resultater i enkelttilfeller (Barnard, 1995). Av denne grunn er det svært vanlig i de anlegg som drives med biologisk fosforfjerning å tilsette en liten mengde fellingsmiddel (som simultanfelling) for å oppnå en mer stabil fosforfjerning. Vi har da egentlig å gjøre med en kombinert biologisk/kjemisk fosforfjerningsprosess. Av totalt 20 anlegg for biologisk fosforfjerning i Danmark er det f.eks. kun 2-3 som drives helt uten kjemikalietilsetning (Jansen, 1995)



Figur 1. Prinsipiell oppbygning av anlegg for biologisk fosforfjerning samt fosfatkonsentrasjonens variasjon gjennom anlegget (Ødegaard, 1992).

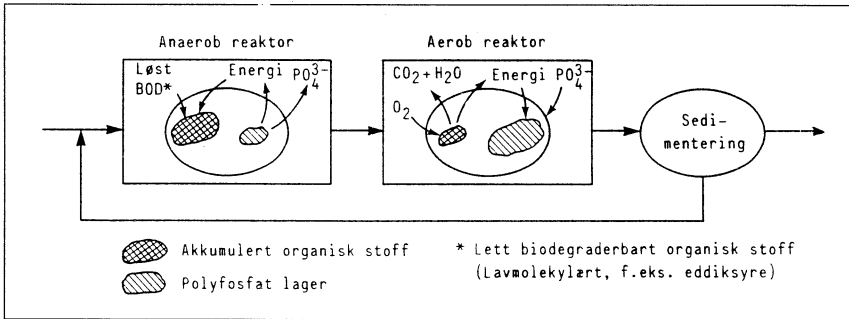
Biologisk fosforfjerning bygger på at fosforet fjernes som del av den celle-masse som tas ut som overskuddsslam i en biologisk prosess. Man må derfor operere det biologiske anlegget slik at man framlesker bakterier som kan akkumulere mye fosfor. For å oppnå dette, har det vist seg at man må utsette bakteriene for vekslende anaerobe og aerobe forhold. I sin enkleste form er derfor et biologisk fosforfjerningsanlegg oppbygget som vist i figur 1.

Det er flere bakteriegrupper som har evnen til å lagre spesielt mye fosfor. Mest utbredt i bio-P anlegg er *Acinetobacter spp* som finnes både i jord, vann og avløpsvann. Det er en aerob, som oftest stavformig bakterie. Den mest kjente arten er *Acinetobacter calcoaceticus*. Det er imidlertid påvist

at også andre vanlige bakteriegrupper (Pseudomonas, Aeromonas, Klebsiella) kan akkumulere fosfat.

I og med at bakteriene har et høyt fosforinnhold, blir også separasjonen av slam av avgjørende betydning i et anlegg for biologisk fosforfjerning idet et slamtap også vil representere et stort utslipp av partikulært fosfor.

Det er utviklet en rekke modeller som forsøker å forklare de mekanismer som ligger til grunn for fosfatopptaket og fosfatfrigjøringen. Vi går ikke inn på disse her, men konstaterer at de fosfatakkumulierende organismene kan lagre biokjemisk tilgjengelig energi i form av polyfosfat under aerobe forhold. Når de så settes under anaerobe forhold, utnytter bakteriene denne energien og frigjør med dette fosfat samti-



Figur 2. Transport av fosfat, organisk stoff og energi inn og ut av bakterier ved biologisk fosforfjerning.

dig som de opptar lavmolekylære, flyktige organiske syrer og lagrer disse.

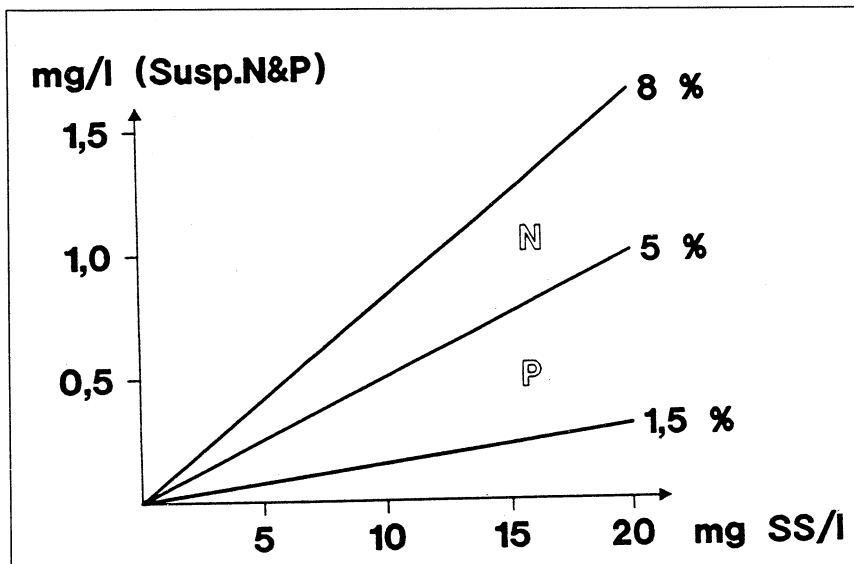
I den etterfølgende aerobe sonen vil poly-P bakteriene, pga det opplagrede organiske stoffet, ha en fordel fremfor andre bakterier, noe som medfører at tilveksten av disse bakteriene får dominere. Energigevinsten ved oksydasjon av det lagrede organiske stoffet benyttes til vekst samt til å gjenopprette lagret av energirike fosfater som tas fra vannet. Dette prinsippet er anskueliggjort i figur 2. I figur 1 ser vi hvordan fosforkonsentrasjonen i vannet øker pga frigjøringen gjennom den anaerobe sonen, for deretter å minke pga opptaket i den aerobe sonen. Reduksjonen av fosfor blir da representert ved nettoopptaket, som fjernes gjennom slamtappingen.

Den mekanisme som er beskrevet over, er imidlertid bare én av minst fire mekanismer som kan ha betydning ved fjerning av fosfor i biologiske anlegg, vi kan kalle denne BIO-P mekanismen. Det er tre helt sentrale faktorer som må være tilstede for at denne mekanismen skal ha betydning:

- Vekslingen mellom anaerobe og aerobe forhold.
- Tilstedeværelsen av polyfosfat-akkumulerende bakterier
- Tilgjengelighet av tilstrekkelig mengde organisk stoff i form av organiske syrer i forhold til mengde fosfat som tilføres

I tillegg til denne mekanismen, kommer opptaket av fosfat til normal cellemetabolisme (METABOLISME-P). Betydningen av denne mekanismen vil være avhengig av utbyttefaktoren (slamproduksjonen) ved den biologiske omsetningen, som igjen vil være avhengig av belastningen på prosessen (slamalder). Den tredje mekanismen er biologisk forårsaket utfelling av løst fosfor (METALL-P) ved at kationer (Ca, Mg, Al og Fe) kan frigjøres eller er tilstede i vannet. Den fjerde mekanismen (PARTIKKEL-P) er forårsaket av at en betydelig del av fosforet jo finnes på partikulær form. Dette partikulære fosforet kan fjernes ved flokkulering i aktivslamsystemet.

Det er viktig å presisere at alle disse mekanismene gjør seg gjeldende i større



Figur 3. Sammenheng mellom suspendert utslipp av N og P og utslipp av suspendert stoff i aktivslamanlegg med biologisk P og N-reduksjon (Petersen, 1992).

eller mindre grad. I mange tilfeller viser det seg at BIO-P mekanismen ikke engang er den dominerende. Gjennom en grundig karakterisering av innløpsvannet kan man fastslå om vannet egner seg for biologisk fosforfjerning eller ikke.

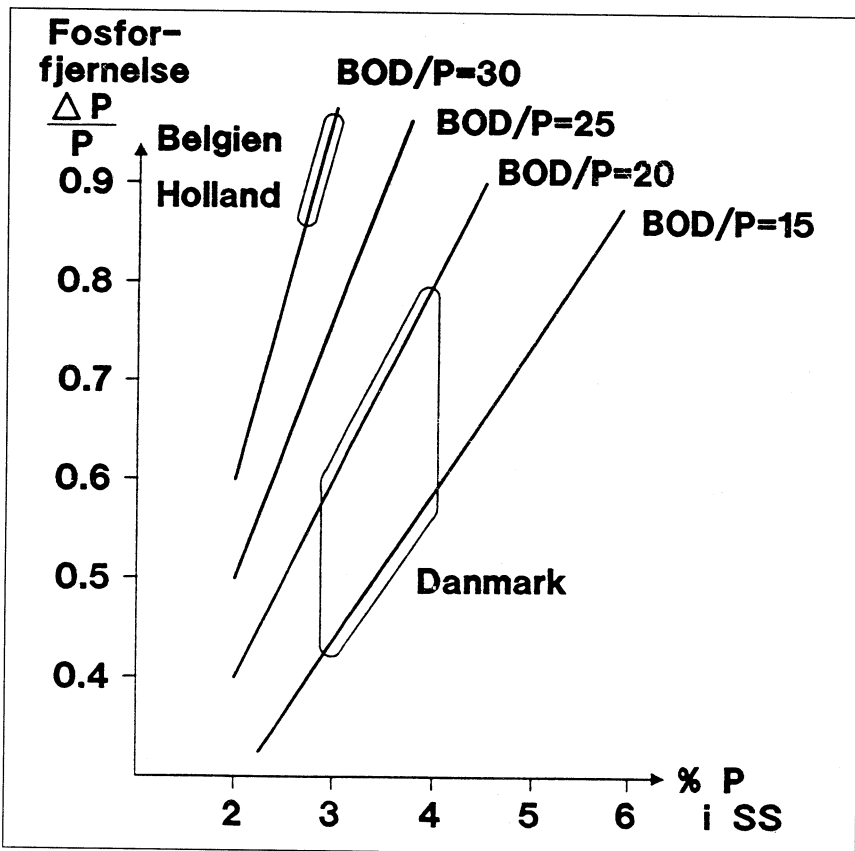
Den maksimale utbyttekonstant for fosfatakkumulerende bakterier er den samme som for øvrige heterotrofe bakterier, dvs 0.5 - 0.6 kg COD<sub>ss</sub>/kg COD<sub>substrat</sub> når slamproduksjonen beregnes på COD-basis (Henze et al, 1990), dvs 0,4-0,5 kg SS/kg COD på SS-basis. I praksis er det maksimale fosforopptaket 4 - 6 % av SS-innholdet. Ved 5 % vil altså et utslipp av 20 mg SS/l representere et fosforutslipp på 1 mg P/l. Dette er ytterligere anskueliggjort i fi-

gur 3 hvor konsentrasjonen av suspendert N og P er vist som funksjon av SS-innholdet ved ulike N og P - innhold i slammet.

I tillegg til det suspenderte P kommer så det løste orto-fosfat. Regner man at innholdet av løst fosfat i et godt virkende bio-P anlegg ligger på 0,2-0,5 mg/l og at SS-innholdet ligger på 10-20 mg SS/l, vil altså Tot P i utløpet ligge på 0,5-1,5 mg P/l.

I Norge er kravet til fosfor vanligvis under 0,8 mg P/l og svært ofte under 0,5 mg P/l ved de større anleggene. Det er da vanskelig å se hvordan dette skal kunne oppnås uten å ta i bruk filtrering som sluttseparasjon.

Den kanskje mest sentrale parameter ved biologisk fosforfjerning, er imilder-



Figur 4. Sammenheng mellom mulig fosforfjerning og fosforinnhold i slammet ved ulike forholdstall mellom BOD og fosfor i innløpsvann (Petersen, 1992)

tid tilgjengeligheten av meget lett nedbrytbart organisk stoff (organiske syrer) i råvannet. Man regner at behovet for organiske syrer er 10-20 g COD<sub>org.syre</sub>/g P. I mange norske avløpsvann er det svært lite lett nedbrytbart organisk stoff tilstede som en følge av at dette er forbrukt allerede i ledningsnett pga aerobe forhold her.

I figur 4 er anskueliggjort sammenhengen mellom mulig fosforfjernelse

og fosforinnholdet i slammet for ulike forholdstall mellom organisk stoff og fosfor i innløpsvannet (her gitt som BOD/P) (Petersen, 1992). Man ser typiske driftsområder for anlegg i henholdsvis Belgia/Nederland og Danmark angitt. I Belgia/Nederland har man normalt et svært høyt BOD/P-forhold noe som gjør at man kan få en god fosforfjerning selv ved et lavt fosforinnhold i slammet, mens man i Danmark er be-

grenset av BOD/P-forholdet og aktivslammets fosforinnhold. Det er ingen grunn til å tro at situasjonen i Norge skulle være gunstigere mht dette forhold enn den som er angitt for Danmark.

### Biologisk fosfor-fjerning under norske forhold

Som nevnt innledningsvis er biologisk fosforfjerning mest aktuelt der man også skal ha biologisk nitrogenfjerning. I deler av landet har det imidlertid vært interesse for biologisk fosforfjerning som et alternativ til kjemisk felling (primærsekundærfelling).

I tabell 1 er det satt opp endel karakteristika for en norsk avløpssituasjon sammenholdt med den betydning denne har for henholdsvis biologisk og kjemisk fosforfjerning.

### Lavt innhold av løst lett nedbrytbart organisk stoff

Ved mange norske renselanlegg er innholdet av lett nedbrytbart, organisk stoff (organiske syrer) meget lavt, ofte under 20 mg COD/I. Et godt inntrykk av dette nivået kan man få ved å bestemme BOD på filtret prøve (helst 0,45 µm filter). Det lave innholdet skyldes at vi ofte har ledninger med stort fall der vannet tilføres oksygen. Innløpet til de fleste norske renselanlegg, og spesielt der hvor det er mye fremmedvann, er aerobt. På ledningsnettet vil det lettest nedbrytbare organiske stoffet forbrukes av biomassen der. Denne situasjonen er svært uheldig ved biologisk fosforfjerning om da ikke også innholdet av løst P er ekstremt lavt slik at BOD/P-forholdet likevel blir høyt.

Ved kjemisk rensing er dette forhold-

Karakteristisk for norsk avløpsvannssituasjon	Betydning i forbindelse med biologisk fosforfjerning	Betydning i forbindelse med kjemisk fosforfjerning
Lavt innhold av løst lett nedbrytbart organisk stoff	Uheldig særlig dersom ikke også løst P-innhold er lavt	Heldig fordi partikulært organisk stoff lett fjernes
Oksygen i råvann	Uheldig – COD forbrukes i anaerobt steg	Heldig fordi løst COD er omdannet til partikulær COD i ledningsnett
Lavt P-innhold, relativt sett mye som partikulær P	Heldig fordi betyd. P kan fjernes ved flokkulering og lite skal til av bio-P	Heldig fordi lite kjemikalier behøves og fordi partikler lett fjernes
Høye Q med lav temp. og tynt vann om våren	Uheldig – med tanke på separasjon av aktivslam og P-opptak	Kan være problematisk men overkommelig
Stabilisering av slam til jordbruket kreves (anaerob ofte ønsket)	Uheldig pga utløsning og retur av fosfor	Tilsynelatende uproblematisk

Tabell 1. Avløpssituasjonens betydning ved valg av fosforfjerningsprosess.

et en fordel fordi løst organisk stoff, som er vanskelig å fjerne ved kjemisk felling, har blitt biologisk konvertert til partikulært stoff i form av celler som lett lar seg koagulere ved fellingsprosessen. Dette må antas å være en dominerende årsak til at man i Norge, i gjennomsnitt, oppnår så høy renseseffekt med hensyn på organisk stoff ved kjemisk felling som over 80 % mht BOD, og over 75 % mht COD (Ødegaard, 1992).

### **Oksygen i råvann**

Dersom det er oksygen i råvannet som tilføres et biologisk anlegg for fosforfjerning, vil dette oksygenet måtte forbrukes før anaerobe forhold, som prosessen er avhengig av i første steg, kan oppnås. Dette må skje gjennom heterotrof omsetning av bakterier som forbruker oksygen ved nedbrytning av organisk stoff. Men da forbrukets jo nettopp det mest lett nedbrytbare organiske stoffet som bio-P-prosessen er så avhengig av. For hvert g oksygen som må forbrukes, vil ett g lett nedbrytbar COD gå tapt.

Dersom anlegget i tillegg til biologisk fosforfjerning også baseres på biologisk fordenitrifikasjon for N-fjerning, blir tilført oksygen ekstra problematisk idet det lett nedbrytbare organiske stoffet da også ska! tjene som karbonkilde for denitrifikasjon.

Av samme grunn som nevnt ovenfor, er dette snarere en fordel ved kjemisk rensing fordi høyt oksygeninnhold på nettet gir stor omdanning av det vanskelig fellbare, lavmolekylære organiske stoffet til lett fellbart, partikulært organisk stoff.

### **Lavt P-innhold, relativt mye som partikulært P**

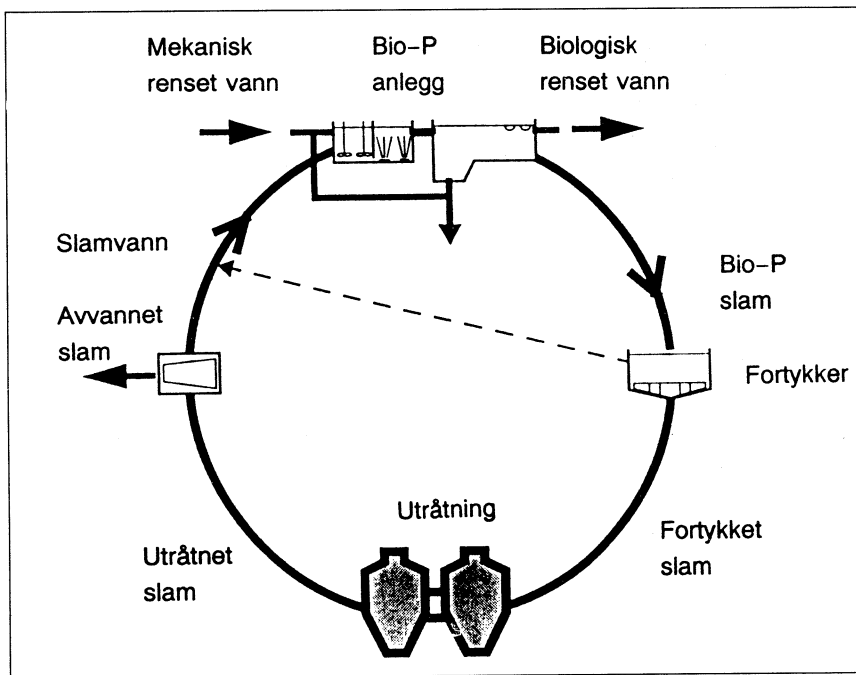
Denne situasjonen er fordelaktig for biologisk fosforfjerning fordi BOD/P-forholdet kan bli høyt selv om BOD-innholdet er lavt. Dessuten vil en relativt høy andel av fosforet fjernes ved flokkulering i aktivslammet. Dette er jo ikke egentlig biologisk fosforfjerning, men poenget er at en relativt sett stor andel av fosforet kan fjernes uten kjemikalietilsetting.

Denne situasjonen er imidlertid også fordelaktig ved kjemisk rensing fordi det trengs lite kjemikalier til å felle ut det løste fosfor og fordi partikler koaguleres lett ved lave kjemikaliedoser.

### **Høye vannmengder med lav temperatur og tynt vann (spesielt i vårløsningsingen)**

Denne situasjonen er uheldig for alle aktivslamanlegg og spesielt for aktivslamanlegg med bio-P. Aktivslamprosessen er helt avhengig av akseptable separasjonsegenskaper på slammet. Den situasjonen som er beskrevet, gir både høy hydraulisk belastning på sedimenteringsbassengene, men også dårlig separbart slam. Pga det høye fosforinnholdet i slammet, vil slike situasjoner kunne føre til høye utslipp av fosfor.

Slamseparasjonen kan i slike situasjoner også være problematisk i kjemiske anlegg, men problemene der er langt lettere overkommelige, f.eks. ved dosering av flokkulant (polymer) i kritiske situasjoner.



Figur 5. Mulig fosforsirkulasjon i et anlegg basert på biologisk fosforfjerning og anaerob stabilisering av slammet (Aspegren, 1995)

### Stabilisering av slam påkrevet (anaerob stabilisering ofte ønsket)

Biologisk fosforfjerning er basert på en utløsning av fosfor i en anaerob sone og et ekstra opptak av fosfor i en aerob sone. Dersom overskuddsslammet behandles i reaktorer der anaerobe forhold oppstår, f.eks. i fortykkere og i anaerobe stabiliseringstanker, vil det skje en utløsning av fosfor. Dette kan innebære en tilbakeføring av fosfor med slamvannet til innløpet slik at man til slutt ender i en ond sirkel, se figur 5.

Erfaringene med hvor stor utløsningen blir, varierer. Det finnes anlegg der utløsningen er betydelig mindre enn hva man kunne forvente. Det antas at dette

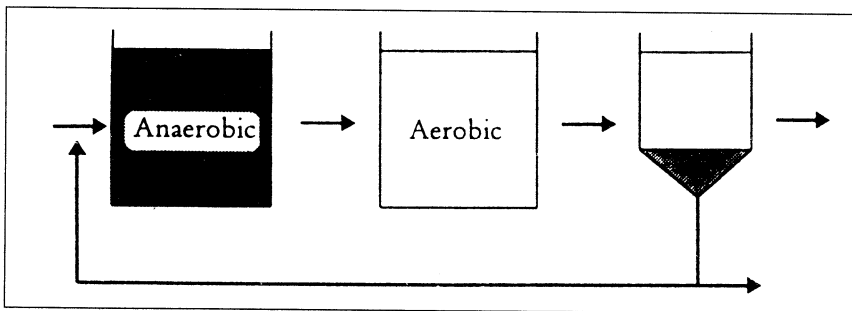
skyldes en binding av fosfatet til metaller eller zeolitter i råtnetanken (Aspegren, 1995). Normalt vil man imidlertid vente en utløsning som kan bli vanskelig å håndtere dersom man da ikke feller ut dette fosforet i et separat steg.

Ved kjemiske anlegg er bindingen mellom metallet og fosforet såpass sterk at det erfaringsmessig ikke skjer utløsning av fosfor ved anaerob stabilisering av kjemisk slam.

### Sammenfatning

Det er viktig å presisere at ingen avløps-situasjoner er like. Selv om den typiske norske avløps-situasjonen synes å peke i retning av at kjemisk fosforfjerning er





Figur 6. Oppbygning av anlegg for biologisk fosforfjerning uten nitrifikasjon/denitrifikasjon.

langt mer hensiktsmessig enn biologisk fosforfjerning, så finnes det ganske sikkert anlegg der biologisk fosforfjerning kan være det mest hensiktsmessige - alle forhold tatt i betraktning. Slamproduksjonen ved biologisk fosforfjerning er lavere enn ved kjemisk og dette kan i spesielle tilfeller være en avgjørende faktor i favør av et valg av en bio-P prosess.

Dersom man i tillegg til fosforfjerning også skal ha nitrogenfjerning, er det flere faktorer det må tas hensyn til. De fleste anlegg med biologisk fosforfjerning, opereres også med fordenitrifikasjon. Som nevnt tidligere får man da en konkurranse om det lett nedbrytbare organiske stoffet. I svært mange tilfeller vil man derfor måtte tilsette karbonkilde - enten fra en ekstern kilde eller gjennom hydrolyse av slammet.

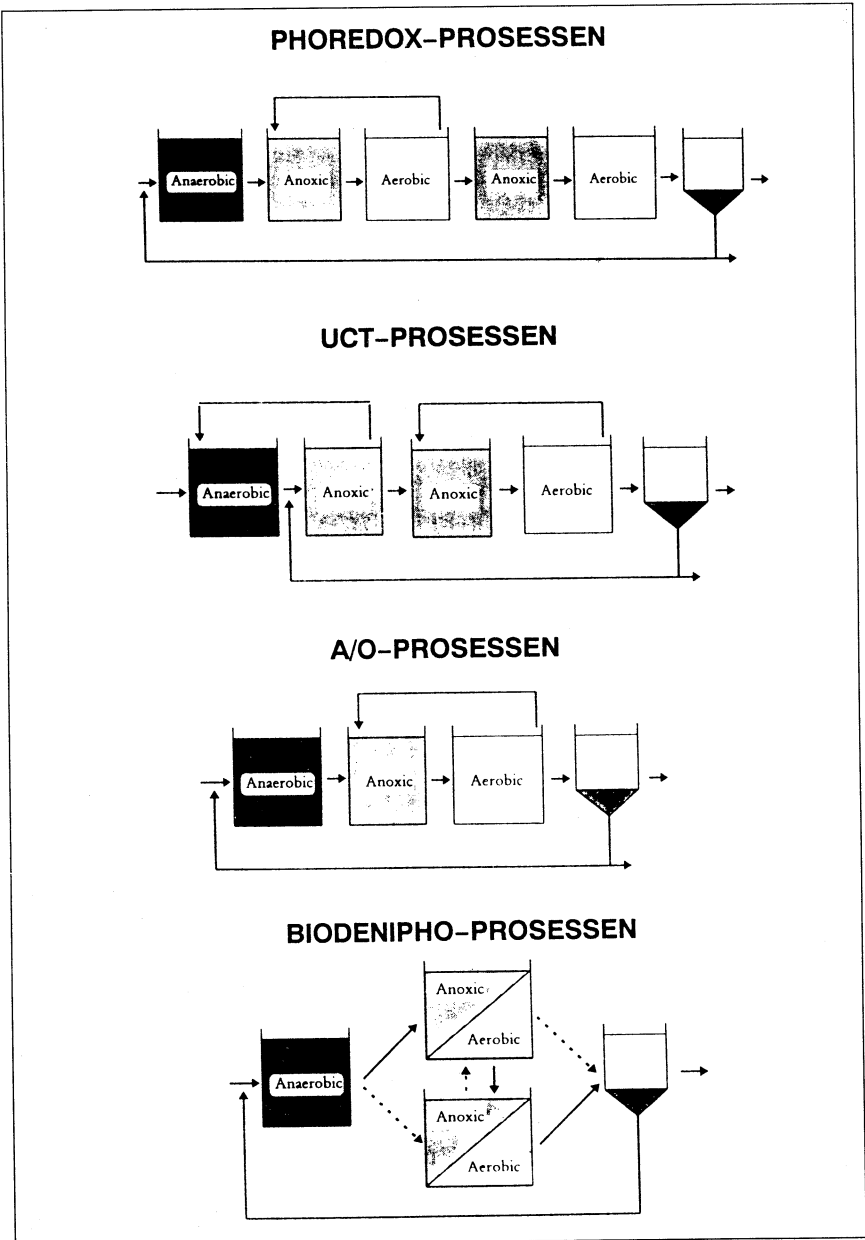
Tilstedeværelsen av nitrat synes dessuten å påvirke de fosfatakkumulerende bakterienes stoffskifte slik at de blir mindre istand til å bygge opp polyfosfatlagre. Nitratproblematikken innebærer at man i anlegg med kombi-

nert biologisk fosfor-fjerning og fordenitrifikasjon må sørge for at nitrogenfjerningen er så god at nitratinnholdet alltid vil være lavt i det anaerobe steget på tross av de nødvendige returstrømmer.

### Anlegg for biologisk fosforfjerning

Biologiske fosforfjerningsanlegg bygges enten opp med hovedstrømsprosesser eller med sidestrømsprosesser. Hovedstrømsprosessene, som idag er dominerende, er karakterisert av at fjerningen av fosfor skjer gjennom overskuddsslamtappingen som beskrevet over. Opptaket av fosfor og lagringen av fosfor skjer i hovedstrømmen.

I sidestrømsprosessene blir fosforet ekstrahert fra slammet i en sidestrøm som er liten i forhold til hovedstrømmen (5 - 25 %). Det ekstraherte fosfatet blir deretter felt (normalt med kalk) for dannelsen av kalsiumfosfat. Denne prosessoppbygningen kombinerer derfor biologisk ekstraksjon og oppkonsentrering med etterfølgende kjemisk fiksering gjennom felling av fosfor.



Figur 7. Eksempler på oppbygninger av prosesser for biologisk P- og N-fjerning

	Phoredox	UCT	A/O	Biodenitro
Oppholdstid				
Anaerob	1-2 h	1,5 h	0,5-1,5 h	1-2 h
1. anox.	2-4 h	1-3 h	1,5-1,5 h	} 6-13 h
Aerob	3-8 h	8 h	3,5-6 h	
2. anox	2-4 h			
2. aerob	0,5-1 h			
Slamkonsentrasjon	4,0-5,0 gSS/l	-	2,0-4,0 gSS/l	4,0-5,0 gSS/l
Resirkulasjon				
Intern	$4-5 * Q_{nn}$	$1 * Q_{nn}$	$0,8-2 * Q_{nn}$	$0,5-1,0 * Q_{nn}$
Returslam	$1 * Q_{nn}$	$1 * Q_{nn}$	$0,5-0,8 * Q_{nn}$	
Slamalder	20-25 døgn	-	20 døgn	20-25 døgn

Tabell 2. Typiske dimensjoneringsverdier for bio-P og N prosesser (Johansson, 1994)

I det følgende skal kun hovedstrømsprosessene omtales. Den enkleste situasjonen har man ved et anlegg der man kun skal fjerne fosfor og nitrogenfjerning (eller nitrifikasjon) ikke er påkrevet. Oppbygningen av anlegget blir da som vist i figur 6.

Avløpsvannet ledes inn i en anaerob reaktor, som gjerne kan være inndelt i flere steg, med en oppholdstid på typisk 0,5 - 1,5 timer. Herfra ledes vannet inn i en aerob reaktor som må dimensjoneres slik at nitrifikasjon ikke forekommer (slambelastning > 0.2 kg BOD/kg SS-d tilsvarende oppholdstid på 2 - 3 timer). Denne prosessløsningen er imidlertid mindre aktuell i og med at man i de aller fleste tilfellene hvor biologisk fosforfjerning kunne være interessant, også vil ønske å ha biologisk nitrogenfjerning.

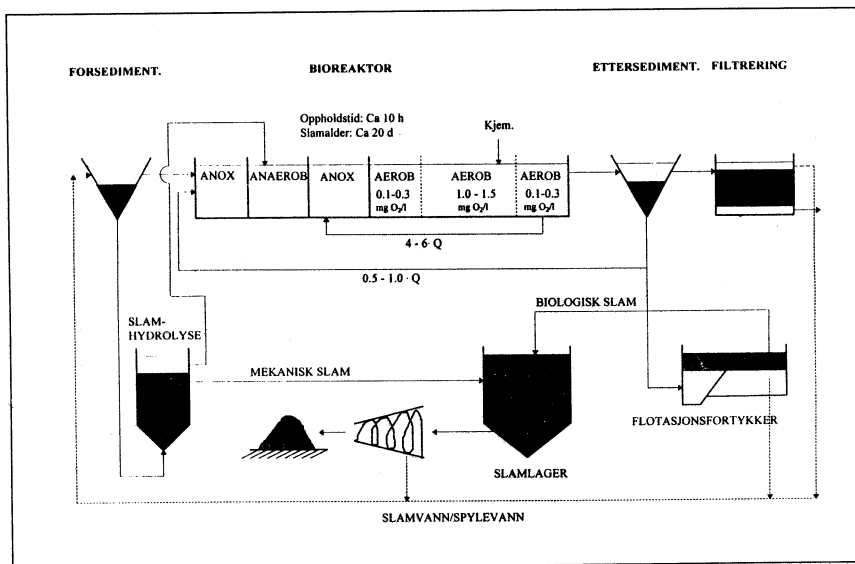
I figur 7 er vist noen vanlige oppbygninger av anlegg for både fosfor og

nitrogenfjerning, Phoredox-prosessen, UCT—prosessen (begge med opprinnelse i Sør-Afrika), A/o-prosessen (med opprinnelse i USA) og BioDeNitro-prosessen (med opprinnelse i Danmark). I tabell 2 er satt opp typiske dimensjoneringsparametre for de nevnte prosessene.

Det mest fremtredende trekk ved biologiske anlegg for både fosfor og nitrogenfjerning er at de blir meget voluminøse. Det er en forutsetning at de opereres med høy slamalder (20-25 døgn). Av denne grunn er også slammet langtgående oksidert. Mange av de danske anlegg som opereres med biologisk fosforfjerning stabiliserer derfor heller ikke sitt slam (Jansen, 1995).

### Anlegg for biologisk fosfor- og nitrogenfjerning under norske forhold

Dersom man tar utgangspunkt i de



Figur 8. Mulig prosessløsning for anlegg for biologisk P- og N-fjerning i Norge

konsesjonskrav som det har blitt vanlig å stille til anlegg med både P- og N-fjerning i Norge, dvs 0,3-0,5 mg P/l og 70 % N-fjerning (tilsvarende 6-9 mg N/l i utløpsvannet), kan det synes som om fosforkravet er umulig å oppnå basert på biologisk fosfor-fjerning alene. Skal man opprettholde såpass strenge fosfor-krav bør man jo før jo bedre innstille seg på at det må bli snakk om en kombinert biologisk og kjemisk fosfor-fjerning. Dette er da også det vanligste i Danmark. Av 196 anlegg i Danmark med N- og P-fjerning var 20 anlegg (ca 10 %) basert på biologisk P-fjerning og av disse 20, var det bare 3 anlegg som i det hele tatt ikke brukte kjemikalier og i disse var midlere avløpskonsentrasjon av tot P i området 2-4 mg P/l (Petersen, 1992, Jansen, 1995).

Det er imidlertid rapportert om svært

gode resultater fra et par anlegg i Canada (Barnard, 1995, Stevens, 1995, Stevens and Oldham, 1995), riktignok under høyere temperaturer enn det som vil være vanlig i Norge, der tot P-konsentrasjoner under 0,5 mg P/l er oppnådd som et middel over året. I de Canadiske anleggene er en rekke særskilte tiltak satt i verk for å oppnå et slikt resultat, og slike tiltak må også settes i verk ved eventuelle bio-Panlegg i Norge. I figur 8 er et flyteskjema, som tar hensyn til de aktuelle tiltak, skissert. Det anlegg som nå planlegges i Grimstad bygger på flere av disse konseptene. Følgende prosessforbedrende tiltak bør settes inn:

### 1. Bruk av slamhydrolyse for å skaffe tilveie lett nedbrytbart organisk stoff

I og med at det normalt ikke vil være

nok lett nedbrytbar organisk stoff til stede i de fleste norske vanntyper, vil det være nødvendig å bedre denne situasjonen. Dette kan skje ved tilsetning av en ekstern karbonkilde f.eks. acetat), men det kan også oppnås ved bruk av biologisk hydrolyse, hvor man lar det mekaniske slammet gjennomgå en biologisk surgjøring i en fermentor (hydrolyse-tank) som i prinsippet kan være utformet som en oppstrøms fortykker. Hydrolysatet doseres til den anaerobe tanken.

## **2. Bruk av en for-anoksisk tank for å redusere nitrattinnholdet i anaerob reaktor**

For å forhindre tilstedeværelse av nitrat (som kommer med returslammet) i den anaerobe tanken, er det hensiktsmessig med en for-anoksisk tank der dette nitrattet blir denitrifisert.

## **3. Inndeling av aerob sone i flere trinn med varierende oksygeninnhold**

For å få best mulig utnyttelse av den aerobe tanken bør denne deles inn i minst tre soner som drives med lavt  $O_2$ -innhold i første og siste sone og et høyere (for optimalisering av nitrifikasjonen) i den mellomliggende.

## **4. Mulighet for tilsetning av fellingsmiddel**

For å sikre et godt fosforresultat til enhver tid, bør anlegget utstyres med doseringsaggregat for fellingsmiddel (simultanfelling) som brukes i tilfeller da den biologiske prosessen av en eller annen årsak ikke kan klare tilfredstillende fosfjerning alene.

## **5. Bruk av filtrering for sluttseparasjonen**

For å kunne sikre et fosforresultat på under 0,5 mg P/l må anlegget utstyres med filtrering i sluttsteget. Settes kravet til 1 mg P/l, kan filtersteget utelates dersom muligheten for simultanfelling er tilstede.

## **6. Bruk av flotasjonsfortykker for slamfortykking**

For å forhindre at det biologiske slammet går anaerobt slik at fosfor går i løsning, er flotasjonsfortykking å anbefale. Slammet overføres til avvanningsmaskin via slamlager med så kort oppholdstid her som mulig.

## **7. Unngå bruk av anaerob stabilisering av slammet**

Man bør unngå bruk av anaerob stabilisering av slammet for å minimalisere utløsning av fosfor fra slammet. Aerob stabilisering f.eks. ved kompostering er mer hensiktsmessig.

Det anlegget som er skissert i figur 8, er temmelig komplisert og krever meget velkvalifisert personale for driften. Det er neppe tvil om at denne anleggstypen i mange tilfeller ville gi et godt renseresultat og en lav slamproduksjon i mange norske avløpssituasjoner. Om løsningen er økonomisk konkurransedyktig er mer tvilsomt. Det kan vi bare finne ut ved prosjektering og drift av slike anlegg.

I og med at det nå bygges et anlegg i Grimstad som innehar i seg flere av de elementene som er skisserte i figur 8, vil vi om noen år sitte med erfaringer som gir oss grunnlag for å vurdere denne

anleggstypen opp mot anleggstyper som baserer sin fosforfjerning primært på kjemisk felling. Før erfaringene fra dette anlegget foreligger, anbefales andre anleggseiere å satse på anleggstyper med kjemisk fosforfjerning.

De anleggstyper som her har vært omtalt, bygger på aktivslamprosessen. Det arbeides også med løsninger basert på biofilm som kan vise seg mer hensiktsmessige i Norge.

### Litteratur

- Aspegren, H. (1995) Biological enhanced phosphorous removal as part of an overall treatment scheme for BOD and phosphorous removal including sludge digestion. Doktoravhandling under vurdering. Institutionen för vatten och miljöteknik. Lund Tekniska Högskole (LTH).
- Barnard, J.L. (1995) Personal communication
- Henze, M., Harremoes, P., Jansen, J. laCour og Arvin, E. (1992) Spildevannrensing. Biologisk og kemisk. 2. utg. Polyteknisk forlag, København
- Johansson, P. (1994) SIPHOR - a kinetic model for simulation of biological phosphate removal. Doktoravhandling. Institutionen för vatten och miljöteknik. Lund Tekniska Högskole (LTH).
- laCour Jansen, J. (1995) Personal communication
- Petersen, G (1992) Foredragsnotat. Afløbskvalitetens afhængighed af anlægsopbygning og -belastning. I. Krüger AS.
- Stevens, G.M. and Oldham, W.K (1995) Biological nutrient removal experience at Kelowna, British Columbia. Foredragsnotat. Korrekt referanse savnes.
- Stevens, G. M. (1995) Operational issues static fermenters - cold weather. Foredragsnotat. Korrekt referanse savnes.
- Ødegaard, H. (1992) Fjerning av næringsstoffer ved rensing av avløpsvann. TAPIR Forlag. Trondheim, 1992
- Ødegaard, H. (1992) Norwegian experiences with chemical treatment of raw wastewater. Wat. Sci. Tech., Vol. 25, No. 12, pp. 255-264, 1992