

# Lakvattenutredning för Nyvång deponi

## En sammanställning av möjliga tekniker samt dimensionering av tre alternativ



**LUNDS**  
UNIVERSITET

**Jenny Kivistö**

---

Vattenförsörjnings- och Avloppsteknik  
Institutionen för kemiteknik, LTH  
Examensarbete 2018



# Lakvattenutredning för Nyvång deponi

## En sammanställning av möjliga tekniker samt dimensionering av tre alternativ

av

**Jenny Kivistö**

Examensarbete: 2018-01

Vattenförsörjnings- och avloppsteknik  
Institutionen för Kemiteknik  
Lunds universitet

Januari 2018

Handledare: **Docent Karin Jönsson**

Biträdande handledare: **Tekn.Dr. Hanna Modin och Tekn.Lic. Åsa Kolmert Strickland, Sweco Environment**

Examinator: **Docent Åsa Davidsson**

Foto på förstasidan: Nyvång deponi. Foto av: Jenny Kivistö

---

**Postadress**

Box 124  
221 00 Lund, Sweden

**Webadress**

[www.vateknik.lth.se](http://www.vateknik.lth.se)

**Besöksadress**

Naturvetarvägen 14

**Telefon**

+46 46-222 82 85

+46 46-222 00 00

**Fax**

+46 46-222 45 26



# Förord

Detta examensarbete på 30 hp är den sista delen i min utbildning till civilingenjör i Ekosystemteknik på Lunds Tekniska Högskola (LTH). Det innefattar bland annat lakvattenkaraktärisering och en sammanställning av de möjliga biologiska lakvattenreningstekniker med för- och nackdelar som förekommer idag. Vidare dimensioneras och kostnadsuppskattas tre reningstekniker, varför rapporten kan vara intressant för personer som står inför valet av reningsmetod för lakvatten.

Det har varit lärorikt, lyxigt och kul att ha ett så stort team bakom mig, med handledning/stöttning från tre olika parter: LTH, Sweco Environment och Nordvästra Skånes Renhållning (NSR). Med er i ryggen har jag under arbetets gång lärt mig om projektledning, fått arbeta med ett ”riktigt projekt” och framförallt lärt mig mycket om lakvatten. Trots att hela hösten handlat om lakvatten har jag inte tröttnat på det än!

Jag har fått stor hjälp och stöttning av Hanna Modin och Åsa Kolmert Strickland på Sweco Environment. I dimensioneringsberäkningarna har Christoffer Wärff bistått med många tips och värdefulla kommentarer. Tack för all er hjälp och ert tålamod! Jag vill också rikta ett stort tack till kollegorna i grupp 21235 Avfall syd för ert varma välkomnande och stöttande under arbetets gång.

Utän Karin Jönsson, min huvudhandledare på LTH, hade det inte blivit mycket av ett examensarbete: du har sett till att jag hela tiden varit på rätt väg och trott på mig genom arbetets gång – tack! Jag vill även tacka Åsa Davidsson, min examinator på LTH.

Tack också till Samuel Svensson och Amanda Widén på NSR, som har bistått med allt underlag och kunskap om Nyvång deponi samt varit med i diskussionerna under arbetets gång. Det har varit ett nöje att få arbeta med er!

Ett slutligt tack vill jag rikta till Sofia Högstrand som har korrekturläst och granskat rapporten samt Alastair Carruth som granskat min engelska.

Med hopp om en trevlig läsning,

*Jenny Kivistö*

Malmö, 2017-01-10



# Abstract

The aim of this master thesis was to investigate which leachate treatment methods are the most suitable for Nyvång landfill, Åstorp, with respect to the character of the leachate, best available technique (BAT), the circumstances of the facility and the leachate receptor. Firstly, assessments were undertaken of the leachate characteristics and the receptor's conditions; nitrogen and phosphorus levels are too high, so the treatment has to focus on these two issues. A literature review of possible treatment methods was then undertaken which concluded that biological treatment would be suitable. Three possible methods were evaluated: continued treatment in wastewater treatment plant (WWTP), an aerated lagoon combined with overland flow, and a sequencing batch reactor (SBR). Economically, WWTP is the most efficient method and does not cause any new environmental impacts. If the aerated lagoon method combined with overland flow is chosen, a 6.1 ha area is needed. This area does not exist at the facility today. Furthermore, a significant area will be contaminated and the costs are high. The last method, SBR, is aligned with BAT and although it is more technologically advanced, it is cheaper than aerated lagoon/overland flow. However, it does not meet the landfill owners' requests. Operational cost for treatment in WWTP is now free but might be doubled to the cost for treatment in SBR or aerated lagoon/overland flow in the future.

In conclusion, treatment using a WWTP is recommended. If local treatment will be necessary in the future, SBR appears better than aerated lagoon/overland flow. Nevertheless, an investment calculation and a life cycle analysis have to be performed to identify the best treatment method with respect to both economic and environmental costs.



# Sammanfattning

Syftet med detta examensarbete var att utreda vilken behandlingsmetod som passar bäst för behandling av lakvattnet från Nyvång deponi, Åstorp. Hänsyn till lakvattnets karaktär, bästa möjliga teknik (BMT) samt recipientens och deponiägarens förutsättningar togs vid utredningen. Först utfördes en lakvattenkaraktisering, vilken visade att reningen bör fokusera på kväve och fosfor, varefter en litteraturstudie följde. Denna visade att biologisk behandling av lakvattnet föreföll lämpligt och tre metoder valdes därför ut för vidare bedömning: fortsatt behandling i avloppsreningsverk (ARV), kombinerad behandling i luftad damm och översilning samt satsvis biologisk reaktor (SBR). Rening i ARV visade sig vara det bästa ur ekonomisynpunkt och dessutom sker ingen ytterligare miljöpåverkan än den som redan sker från verket. Om metoden luftad damm/översilning skulle väljas behövs en 6,1 ha stor yta för översilning, vilket inte finns idag. Dessutom kommer förorening av idag ren mark att ske. Den sista metoden, SBR, motsvarar BMT och visade sig vara billigare än luftad damm/översilning trots att den bygger på avancerad teknik. Den motsvarar dock inte NSR:s önskemål om en lågteknologisk lösning. Driftskostnader för rening i ARV är för tillfället 0 kr men kan bli dubbelt så stor som driftskostnaden för SBR eller luftad damm/översilning i framtiden.

Slutsatsen drogs att behandling i ARV är att föredra eftersom det är billigast. Om rening i ARV inte kommer vara möjlig i framtiden rekommenderas metoden SBR. Slutligen bör påpekas att om en komplett bedömning av miljöpåverkan och kostnader ska göras krävs att en livscykelanalys och en investeringskalkyl utförs.



# Populärvetenskaplig sammanfattning

## Tre sätt att rena förorenat vatten från en soptipp

*Hur renar man egentligen vatten som kommer från gamla soptippar på bästa sätt? Ska man använda sig av enkla, lågteknologiska lösningar eller avancerad teknik? Det är inte alltid den enklaste lösningen som är den bästa och billigaste!*

I Sverige finns många gamla soptippar som läcker förorenat vatten. Detta vatten, så kallat lakvatten, måste enligt svensk lag samlas upp och renas. Lakvattnet innehåller ofta mycket näringsämnen och giftiga, svårnedbrytbara ämnen. För att rena lakvattnet från detta finns många olika tekniker.

I detta examensarbete har lakvattnet från en soptipp i Åstorp kommun undersökts med syfte att ge förslag på vilken reningsmetod som passar bäst. Idag renas lakvattnet i ett avloppsreningsverk, men i framtiden är det möjligt att detta inte längre kommer att gå. För att kunna bestämma vilka metoder som kan användas för rening har lakvattnet analyserats. Rening av näringsämnena kväve och fosfor visade sig behövas. För detta lämpar sig biologisk rening.

En möjlig reningsmetod för lakvattnet är luftning i en damm för att sedan bevattna energiskog. Luftningen gör att kväve omvandlas och vid bevattningen kan kväve och fosfor tas upp av växter, som sedan skördas. På så sätt minskar näringsinnehållet i lakvattnet. Nackdelen med denna metod är att det krävs en stor yta energiskog, vilket dels är dyrt att anlägga och dels inte finns tillgängligt vid soptippen idag. Dessutom finns risk att marken förorenas av lakvattnet.

En annan reningsmetod är så kallad SBR, satsvis biologisk reaktor, vilket är en stor tank för luftning, omrörning och sedimentering. Reningen sker med hjälp av bakterier som växer i tanken. När lakvattnet renats tillräckligt mycket töms reaktorn och en ny sats lakvatten fylls på. Denna reningsmetod anses vara den bästa tekniken som finns idag. Trots att tekniken är avancerad är SBR i detta fall billigare än den förra metoden.

Ytterligare en metod för lakvattenrening i Åstorp är att fortsätta rena lakvattnet i avloppsreningsverket. Detta ger en bra reningseffekt och kräver inga nya investeringar. Dock är det möjligt att lakvattnet i framtiden inte kommer att få släppas till avloppsreningsverket. Anledningen till det är att många reningsverk certifierar sitt slam för att det ska kunna återföras till åkrar som gödsel utan risk att förorena marken. I sådana fall får lakvatten endast vara anslutet i undantagsfall.

Så länge rening i avloppsreningsverket är möjligt är detta alternativ att föredra. Om det inte kommer att vara möjligt i framtiden är SBR den bästa metoden, då det både är billigast och ger bäst reningseffekt.



# Förkortningar

AA-MKN	Miljö kvalitetsnorm, årsmedelvärde
ARV	Avloppsreningsverk
AV	Avloppsvatten
BAT	Bästa tillgängliga teknik
BMT	Bästa möjliga teknik
BOD	Biokemisk syreförbrukning, mäts över 5 (BOD <sub>5</sub> ) eller 7 (BOD <sub>7</sub> ) dagar
BREF	Referensdokument för BAT
COD	Kemisk syreförbrukning, kan mätas antingen med hjälp av Mn eller Cr
DEHP	Di(etylhexyl)ftalat
DOC	Löst organiskt kol
EC <sub>50</sub>	Effekt koncentrationen som krävs för att uppnå 50 % av maximal effekt
EK	Ekologisk kvot
EQS	Environmental Quality Standards, i Sverige <i>miljö kvalitetsnorm</i>
GV	Grundvatten
HRT	Hydraulisk uppehållstid
LOQ	Lägst detektionsgräns
MAC-MKN	Miljö kvalitetsnorm, maximal årlig koncentration
MCPA	(4-klor-2-metylfenoxi)ättiksyra
MKN	Miljö kvalitetsnorm
NSR	Nordvästra Skånes Renhållnings AB
N-tot	Totalkväve
NSVA	Nordvästra Skånes vatten och avlopp
PAH	Polycykliska aromatiska kolväten
PBDE	Polybromerade difenyletrar
PFAS	Poly- och perfluorerade alkylsubstanser (högfluorerade ämnen)
PFOS	Perfluoroktansulfonsyra
P-tot	Totalfosfor
RVF	Renhållningsverksföreningen (numera Avfall Sverige)
SBR	Satsvis biologisk reaktor
TBT	Tributyltenn
TOC	Totalt organiskt kol
VSS	Flyktiga suspenderbara ämnen



# Innehållsförteckning

1	Inledning.....	1
1.1	Syfte och frågeställningar.....	2
1.2	Struktur.....	2
1.3	Avgränsningar.....	2
2	Litteratursammanställning.....	3
2.1	Avfallshantering.....	3
2.2	Deponering.....	4
2.3	Lakvatten.....	6
2.4	Lagstiftning.....	6
2.5	Nyvång deponi.....	10
2.6	Karakterisering av lakvatten.....	13
2.7	Recipienten.....	15
3	Metod.....	17
3.1	Karakterisering.....	17
3.2	Litteratursökning.....	19
3.3	Provtagning och analys.....	20
3.4	Beräkningar.....	21
4	Resultat och diskussion.....	23
4.1	Karakterisering.....	23
4.2	Reningsmetoder.....	31
4.3	Lämpliga reningsmetoder.....	43
4.4	Dimensionering.....	46
4.5	Generell diskussion.....	59
5	Slutsats.....	61
6	Framtida studier.....	63
7	Referenser.....	65
	Bilagor.....	i
1.	Karta.....	i
2.	Analysresultat.....	ii
3.	Jämförelse med IVL.....	viii
4.	Beräkningar.....	x



# 1 Inledning

För att garantera dagens och framtida generationers behov av rent vatten och en giftfri miljö måste lokala och globala vattentillgångar säkras. Ett led i att uppnå detta innefattas av att samla upp och behandla lakvatten från deponier, som annars kan förorena miljön.

Deponering har länge varit den huvudsakliga behandlingsmetoden för avfall, vilket har resulterat i att det finns tusentals deponier i Sverige (Naturvårdsverket, 2017). Trots att avfall numera återvinns och endast vissa typer av avfall deponeras (Avfall Sverige, 2017), kvarstår problemen med de gamla deponierna. Risken finns att omgivande mark och vattendrag kan förorenas av lakvattnen som bildas i deponin. Lakvatten innehåller vanligen organiska ämnen, näringsämnen (kväve och fosfor), oorganiska joner och spårämnen (t.ex. metaller). Det exakta innehållet bestäms av det deponerade avfallet och nedbrytningen i deponin (Townsend *et al.*, 2015). På grund av lakvattens olika sammansättningar krävs unika lösningar för varje lakvatten för att kunna rena enligt de lagar och regler som gäller. Hänsyn bör då tas till innehållet i lakvattnet, typ av recipient, miljö kvalitetsnormer och andra lokala förutsättningar.

För behandling av lakvatten finns flera olika metoder, men ingen som enligt lag anses vara den bästa möjliga tekniken (BMT). Vanliga metoder för lakvattenrening i Sverige är biologiska och kemisk-fysikaliska. Till den första kategorin hör till exempel SBR (satsvis biologisk reaktor), luftade dammar och mark-/växsystem och till den andra exempelvis kemisk fällning och flockning. Ytterligare en möjlighet att rena lakvatten är i avloppsreningsverk (ARV) (Avfall Sverige, 2015). Då många ARV väljer att certifiera sig enligt Revaq<sup>1</sup> blir lakvattnen ofta hänvisade till att renas lokalt.

Denna rapport behandlar lakvattnet från Nyvång deponi som ligger i Åstorps kommun i Skåne. Lakvattnet behandlas idag i det kommunala ARV men kommer i framtiden eventuellt att behöva behandlas lokalt vid deponin. Nordvästra Skånes Renhållnings AB (NSR), som äger deponin, är därför i behov av en lakvattenutredning för att utreda BMT för lakvattnet avseende val av behandlingsmetod. BMT skall tillämpas enligt Miljöbalken 2 kap. 3§ när risk för människors hälsa och miljön föreligger, vilket är fallet vid lakvattenutsläpp då det som ovan nämnts kan innehålla många olika föroreningar och näringsämnen. BMT bör därför bestämmas för det specifika lakvattnet från Nyvång deponi.

En utmaning vid lakvattenutredningen för fallet Nyvång deponi är att fokus måste ligga på lågteknologiska lösningar. Vidare måste hänsyn tas till lakvattnets karaktär och likaså recipientens status. För att kunna föreslå lämplig behandlingsmetod måste först en karakterisering av lakvattnet göras, följt av en utredning av recipienten. Sedan kan en bedömning av reningsbehov göras. När detta har erhållits kan en screening över de metoder som matchar behoven och kraven följa. Dessa kan sedan sammanställas så att för- och nackdelar tydligt presenteras och val av tre lämpliga metoder kan göras. Vidare kan dimensionering av en reningsanläggning för dessa tre metoder utföras och drifts- och investeringskostnader uppskattas. Slutligen kan rekommendationer ges avseende val av reningsmetod. Metoden som

---

<sup>1</sup> Revaq innebär att ARV ska förbättra kvaliteten på slammet för att kunna återföra näringen till åkermarker på ett hållbart sätt, utan att samtidigt sprida farliga ämnen (Svenskt Vatten, 2017).

föreslås i denna rapport har valts ut för att passa lakvattnet från Nyvång deponi och det är viktigt att påpeka att val av metod alltid bör grunda sig på lokala förutsättningar och krav.

## 1.1 Syfte och frågeställningar

Syftet med examensarbetet är att karakterisera lakvattnet från Nyvång deponi i Åstorp, sammanställa möjliga lakvattenbehandlingsmetoder och utvärdera vilken/vilka metoder som passar bäst utifrån reningsbehovet och NSR:s förutsättningar. Hänsyn ska tas till BMT-principen, platsens förutsättningar, ekonomi och recipientens status. Examensarbetet avser besvara följande frågeställningar:

- Vilken karaktär har lakvattnet från Nyvång deponi?
- Vilka krav ställer recipienten på reningen av lakvattnet från Nyvång deponi?
- Med hänsyn till reningsbehovet för lakvattnet från Nyvång deponi och NSR:s förutsättningar, vilka möjliga tekniker finns för lakvattenbehandling idag?
- Utifrån lakvattnets karaktär, NSR:s förutsättningar och behov samt gällande miljö kvalitetsnormer i recipienten: vilken/vilka metod/metoder skulle passa bäst för rening av lakvattnet från Nyvång deponi?

## 1.2 Struktur

Denna rapport behandlar inledningsvis i kapitel 2 lagstiftning kring avfall och lakvatten och vidare beskrivs Nyvång deponi, hur lakvatten karakteriseras och möjlig framtida recipient. Sedan redogörs för metodiken i kapitel 3. Resultat och diskussion kombineras i kapitel 4, som inleds med lakvattenkarakterisering, vidare beskrivs möjliga reningsmetoder, förslag på lämpliga reningsmetoder och slutligen dimensioneras tre reningsanläggningar. Kapitel 5 innehåller slutsats och kapitel 6 förslag på vad framtida studier inom området kan fokusera på.

## 1.3 Avgränsningar

En fullständig recipientutredning kommer inte att utföras i detta examensarbete, då det inte är det huvudsakliga syftet med examensarbetet. Därför kommer inte speciellt skyddsvärda objekt eller bakgrundshalter i recipienten identifieras eller analyseras. Vidare kommer inte *alla* behandlingsmetoder att beskrivas utan enbart de av relevans för lakvattenhantering vid Nyvång deponi. Antalet metoder som väljs ut för dimensionering, beräkning av reningseffektivitet och kostnadsuppskattning kommer att begränsas till tre stycken.

Kombinationseffekter mellan föroreningar i lakvattnet kommer inte tas hänsyn till på grund av effekternas komplexitet och examensarbetets tidsmässiga begränsning.

## 2 Litteratursammanställning

*Detta kapitel inleds med en genomgång av avfallshantering i allmänhet och deponering och lakvatten i synnerhet (avsnitt 2.1-2.3). Sedan redogörs för vilka lagar och EU-direktiv som gäller för lakvattenhantering och vidare vad som gäller kring miljökvalitetsnormer och Revaq-certifiering (avsnitt 2.4). Vidare följer en beskrivning av Nyvång deponi (avsnitt 2.5) och hur karakterisering av lakvatten görs (avsnitt 2.6). Slutligen beskrivs den möjliga lokala recipienten, Humlebäcken och nuvarande reningsmetod: Nyvång ARV (avsnitt 2.7).*

### 2.1 Avfallshantering

*Avfall* definieras enligt Miljöbalken 15 kapitlet 1§ som ”varje ämne eller föremål som innehavaren gör sig av med eller avser eller är skyldig att göra sig av med.”. Hanteringen av avfall i Sverige har sedan länge främst bestått av deponering och energiutvinning. Sedan deponeringsförbudet mot utsorterat brännbart avfall år 2002 och organiskt avfall år 2005 infördes enligt *Förordning 2001:512 om deponering av avfall* (§9 och 10) har andelen deponerat avfall minskat kraftigt (Avfall Sverige, 2017). Andelen deponerat hushållsavfall uppgick år 2016 till 0,7 % av den totala mängden hushållsavfall, vilket motsvarar 31 000 ton eller 3 kg/invånare. Detta kan jämföras med den totala mängden producerat hushållsavfall, ca 4 700 000 ton eller 476 kg/invånare (Avfall Sverige, 2017). Idag ska avfallshantering ske enligt *Europaparlamentet och rådets direktiv 2008/98/EG av den 19 november 2008 om avfall och om upphävande av vissa direktiv, Avfallsförordningen*, där följande avfallshierarki fastslås:

1. Förebyggande
2. Förberedelse för återanvändning
3. Materialåtervinning
4. Annan återvinning, t.ex. energiåtervinning
5. Bortskaffande.

Fokus riktas numera mer och mer mot förebyggande och förberedelse för återanvändning av avfall. De huvudsakliga behandlingsmetoderna är idag energiåtervinning och materialåtervinning. Trots att deponering inte sker i samma utsträckning idag som tidigare kommer landets deponier att finnas kvar länge (Avfall Sverige, 2017).

## 2.2 Deponering

Innehållet i gamla deponier kan se väldigt olika ut. Det kan bestå av till exempel hushållsavfall, industriavfall, bygg- och rivningsavfall, trädgårdsavfall och mycket annat. Nybyggda deponier i Sverige innehåller däremot endast avfall som inte kan eller bör tas om hand på annat vis och som uppfyller *Naturvårdsverkets föreskrifter NFS 2004:10 om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall*. Vidare ska nybyggda deponier enligt *Förordning 2001:512 om deponering av avfall* tillhöra någon av följande tre klasser:

1. deponi för farligt avfall,
2. deponi för icke-farligt avfall eller
3. deponi för inert avfall.

När nuvarande lagstiftning trädde i kraft år 2001 klassades alla då aktiva deponier in under någon av de tre kategorierna ovan, enligt *Förordning 2001:512*.

En deponi genomgår olika faser: aktiv-, drifts- och efterbehandlingsfas, där den aktiva fasen utgörs av driftsfasen och efterbehandlingsfasen. Faserna definieras i *Förordning 2001:512 om deponering av avfall* som:

- Aktiv fas: tiden från att avfall börjar deponeras på platsen till att åtgärder och kontroller inte längre behöver vidtas för t.ex. deponigas- och lakvattenutsläpp.
- Driftsfas: tiden från att avfall börjar deponeras till att sluttäckningen är klar.
- Efterbehandlingsfas: tiden efter driftsfasen fram till att inga åtgärder eller kontroller längre behöver göras.

Enligt Avfall Sverige (2012a) finns tusentals avslutade deponier i Sverige och många kommer att sluttäckas inom de kommande åren. *Sluttäckning* är enligt *Förordning 2001:512 om deponering av avfall*, §3c en ”samlade term för en permanent övertäckning som kan bestå av utjämningskikt, avjämningskikt, tätskikt, dräneringskikt och skyddsskikt.”, se figur 2.1. Vid sluttäckning tas hänsyn till lakvatten- och deponigasbildning och -uppsamling. Krav i *Förordning 2001:512*, §31 finns bland annat på hur mycket lakvatten som får bildas efter att en deponi har sluttäckts och på materialet som används vid sluttäckningen; i en deponi för icke-farligt avfall får max 50 l lakvatten/m<sup>2</sup> och år bildas. För att skydda människors hälsa och miljön måste efterbehandling av en nedlagd deponi enligt *Förordning 2001:512* fortgå i minst 30 år.



*Figur 2.1. Markprofil för sluttäckning av Alandsköp deponi i Markaryd. Som utjämnings-skikt läggs kolaska, sedan bentonitlera som tätskikt, makadam som dräneringsskikt och morän som täckmassor. Foto: Åsa Kolmert Strickland.*

Från att en deponi anläggs tills att allt deponerat material har förmultnat genomgår deponin olika skeden, vilket beskrivs av Östman (2008). Det initiala skedet startar direkt när material börjar läggas på deponin: det organiska materialet genomgår hydrolys och den biologiska aktiviteten är än så länge låg. Medan den biologiska aktiviteten ökar i deponin ökar också temperaturen och deponin går in i ett syre- och nitratkonsumerande skede. Detta är först aerobt och nedbrytning sker av löst organiskt material för att sedan, när syre är konsumerat, övergå till att bli anaerobt där denitrifikation sker. Temperaturen kan vara upp till 70°C och de huvudsakliga bildade gaserna är koldioxid och kvävgas. Deponin går sedan in i ett surt anaerobt tillstånd, där sulfat reduceras och koldioxid och svavelväte bildas. pH-värdet sjunker till ca fem, vilket gör att metaller läcker som mest under denna tid. Koncentrationerna av alla ämnen i lakvattnet är som störst nu. Därefter börjar metan bildas under anaeroba förhållanden. Metallkoncentrationen minskar i lakvattnet och pH-värdet ökar. Detta tillstånd kan pågå i upp till 100 år. Slutligen går deponin över till att bli humusbildande då komplexa, stabila ämnen bildas. Atmosfärstrycket är nu, till skillnad från i föregående skeden, högre än gstrycket, vilket gör att syrgas kan tränga in i deponin och börja oxidera ämnen. Risken finns då att metaller börjar röra sig igen. Även detta skede kan pågå i 100 år.

## 2.3 Lakvatten

Lakvatten definieras enligt Förordning 2001:512 som ”vätska som efter att ha varit i kontakt med avfallet lämnar en deponi eller som innehålls i en deponi” och ska samlas upp under en deponis driftsfas. Lakvatten från deponier uppkommer när regnvatten faller på deponin, från sammanpressning av det deponerade avfallet, från grundvatteninträngning och/eller inträngning av ytvatten i deponin (Naturvårdsverket, 2008b).

Townsend *et al.* (2015) beskriver lakvattnets olika faser: till en början innehåller lakvattnet höga koncentrationer lättnedbrytbart biologiskt material, det vill säga höga halter av BOD (biokemisk syreförbrukning) och COD (kemisk syreförbrukning). Råder syrefria förhållanden i deponin befinner sig kvävet i form av ammonium,  $\text{NH}_4^+$ , och när aeroba förhållanden inträffar omvandlas  $\text{NH}_4^+$  till nitrat  $\text{NO}_3^-$  och nitrit,  $\text{NO}_2^-$ . Vid anaeroba förhållanden sker metanproduktion i deponin, varför de biologiskt lättnedbrytbara ämnena förbrukas fort och visar sig i sjunkande BOD- och COD-halter. Samtidigt ökar innehållet av oorganiska joner i lakvattnet, för att slutligen sjunka igen när mycket lakvatten har producerats och ”tömt” deponin på oorganiska joner.

Enligt Townsend *et al.* (2015) kan lakvatten behandlas antingen lokalt på plats (in situ), transporteras till externt avloppsreningsverk eller förbehandlas lokalt för att sedan behandlas på ett avloppsreningsverk. Vid val av behandlingsmetod spelar innehållet i lakvattnet och utsläppskraven den största rollen. Vidare beskriver Townsend *et al.* (2015) fyra grupper av ämnen som bör beaktas vid lakvattenbehandling: organiskt material, oorganiska joner, näringsämnen och spårämnen. Ett sätt att avgöra andelen lättnedbrytbart material i lakvattnet är att använda sig av BOD<sub>7</sub>/COD-kvoten. När kvoten är närmare 1 krävs biologisk behandling av lakvattnet, medan om kvoten är närmare 0,1 kan avskiljning av biologiskt material i stället ske via kemisk fällning eller annan fysikalisk-kemisk metod. Oorganiska joner kan främst reduceras via utspädning, avdunstning eller membranteknik. För avskiljning av näringsämnen, främst  $\text{NH}_4^+$ , kan biologiska behandlingsmetoder eller fysisk-kemiska metoder användas. Spårämnen finns ofta i låga koncentrationer i lakvatten och i vissa fall kan de brytas ned biologiskt och i andra kan liknande behandlingsmetoder som för oorganiska joner användas. Behandling av spårämnen i lakvattnet sker ofta i samband med behandling av andra ämnen.

I Avfall Sveriges deponihandbok (2012a) redogörs för krav på behandlingsmetod för lakvattnen. Bland annat bör metoden resultera i att utsläppskraven från myndigheterna uppfylls, inget nytt avfall produceras, en beprövad, enkel, flexibel och säker metod användas som innebär rimliga kostnader för anläggningen. Vidare ska metoden tåla variationer i flöde och innehåll i lakvattnet och helst fungera året om (annars bör utjämningsmagasin finnas).

## 2.4 Lagstiftning








Enligt *Förordning 2001:512 om deponering av avfall* ska lakvatten ”behandlas så att det kan släppas ut utan att utsläppet strider mot gällande bestämmelser om skydd för människors hälsa och miljön eller mot villkor som gäller för verksamheten”. Vidare betonas i Miljöbalken (MB) 2 kapitlet 3§, hänsynsreglerna, att när risk att skada människors hälsa eller miljö föreligger ska åtgärder vidtas och bästa möjliga teknik (BMT) tillämpas. Enligt MB 2 kapitlet 7§ ska dock en rimlighetsavvägning göras, där nyttan jämförs med kostnaden för åtgärden. Sverige har ett striktare krav på BMT än vad som anges i industriutsläppsdirektivet, *Europaparlamentets och rådets direktiv 2010/75/EU av den 24 november 2010 om industriutsläpp (samordnade*

åtgärder för att förebygga och begränsa föroreningar), där i stället krav på bästa tillgängliga teknik (BAT) ställs. I industriutsläppsdirektivet framgår att BAT-slutsatserna ska tillämpas vid tillståndsärenden för att säkerställa att så låga utsläpp som möjligt ska ske under normala driftförhållanden. BAT-slutsatserna presenteras i referensdokumentet för BAT (BREF) för respektive teknikområde. I detta fall är *Kommissionens genomförandsbeslut (EU) 2016/902 av den 30 maj 2016 om fastställande av BAT-slutsatser för rening och hantering av avloppsvatten och avgaser inom den kemiska sektorn, i enlighet med Europaparlamentets och rådets direktiv 2010/75/EU*, nedan kallat BAT-slutsatserna, aktuellt. Det finns dock ingen BAT-slutsats gällande lakvatten, istället ges BAT-slutsatser för avloppsvatten i allmänhet. Viktigt att påpeka är att BAT-slutsatserna inte är något bindande krav utan ska snarare användas som vägledning vid tillståndsärenden. Enligt Naturvårdsverket (2008b) är BREF:en för vattenrening, precis som nämnt ovan, inte avsedd för lakvatten, men metoderna som rekommenderas kan ändå användas och beaktas vid bestämning av lakvattenbehandlingsmetod. Under 2018 kommer en ny BREF för avfallshantering och då kan det bli aktuellt att undersöka om lakvattnet från Nyvång innefattas av denna (JRC, 2017).

BAT-slutsatserna för avloppshantering innebär att först minimera uppkomsten av föroreningar, sedan återvinna de som finns i vattnet och vidare att förbehandla vattnet för att minimera mängden föroreningar i slutbehandlingen, för att slutligen slutbehandla vattnet. Förbehandlingen kan innebära till exempel utjämning, neutralisering och fysisk avskiljning. Vidare motsvaras BAT för slutbehandling av biologisk rening i form av en aktivt slam-process eller membranbioreaktor. Vid användning av biologisk behandlingsmetod anses nitrifikation och denitrifikation vara BAT för kväveavskiljning. För fosforavskiljning anses kemisk fällning motsvara BAT. Fasta ämnen renas enligt BAT-slutsatserna bäst via koagulering och flockning följt av sedimentation, filtrering eller flotation.

Vattendirektivet, *Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område*, utgör ramdirektiv gällande vatten och vattenhantering inom EU. Vattendirektivet gäller enligt svensk lag, §4 i *Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön*, varför hantering av lakvatten innefattas av vattendirektivet. En viktig del av vattenförvaltningen inom EU är miljökontroll av vattenförekomster, där dessa statusklassas avseende ekologisk och kemisk status. För ekologisk status sker klassningen enligt en femgradig skala och för kemisk status enligt en tvågradig skala, se tabell 2.1. Alla ytvattenförekomster och deras statusklassningar finns registrerade i Vatteninformationssystem Sverige, VISS. Statusklassningen grundar sig på en jämförelse av ett antal parametrar med ett referenstillstånd.

Tabell 2.1. Skolor för statusklassning av ekologisk och kemisk status (VISS, u.å.)

Ekologisk status	Kemisk status
 Hög	 God status
 God	 Uppnår ej god, otillfredsställande
 Måttlig	
 Otillfredsställande	
 Dålig	

För statusklassningen ekologisk status beräknas en ekologisk kvot, EK, som grundar sig på EK-värden för biologiska, fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorer. Bedömningen av EK görs enligt principen ”sämst styr”, där biologiska kvalitetsfaktorer väger tyngst, följt av fysik-kemiska och hydromorfologiska kvalitetsfaktorer. Det är först när kvalitetsfaktorerna inom alla områden klassats som hög status som vattenförekomsten kan tilldelas statusklassningen hög status. Om de biologiska kvalitetsfaktorerna ger hög status kan de fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna sänka resultatet till god eller måttlig och de hydromorfologiska kvalitetsfaktorerna sänka resultatet till god (HVMFS 2013:19).

Kemisk status grundar sig på koncentrationen av 45 prioriterade ämnen enligt HVMFS 2013:19. Dessa är bland annat oljekolväten, polycykliska aromatiska kolväten (PAH), metaller och bekämpningsmedel. För varje ämne finns EQS-värden (Environmental Quality Standards) för årsmedelvärden och maximal koncentration, som i Sverige tillämpas som miljökvalitetsnormer (AA-MKN respektive MAC-MKN). I HVMFS 2013:19 finns dessutom bedömningsgrunder för särskilt förorenande ämnen, vilka faller under ekologisk status. Om halten i ett vattendrag eller sjö överskrider dessa bedömningsgrunder vid någon övervakningsstation för något ämne blir den kemiska statusklassningen ”uppnår ej god status”.

MKN för prioriterade ämnen får inte överskridas förutom i blandningszoner enligt *Tekniska riktlinjer för identifiering av blandningszoner enligt artikel 4.4 i direktiv 2008/105/EG*. Blandningszoner definieras i nyss nämnda direktiv som ”ett område som av den behöriga myndigheten anges som en del av en ytvattenförekomst i anslutning till en utsläppspunkt och där koncentrationen av en eller flera förorenande ämnen får överskrida gällande miljökvalitetsnormer om detta inte hindrar att dessa normer uppfylls i övriga delar av ytvattenförekomsten”. I direktiv 2008/105/EG bedöms ett bidrag under 4 % av MKN vid utblandning i blandningszonen, oavsett koncentration uppströms eller övriga utsläpp i blandningszonen vara acceptabelt. Detta värde gäller för vattendrag som kan uppfylla MAC-MKN och har ett nettoflöde (flödet som överskrider 90 % av tiden)  $<100 \text{ m}^3/\text{s}$ .

### 2.4.1 Miljökvalitetsnormer

Miljökvalitetsnormer som ligger till grund för klassning av ekologisk status beräknas specifikt för varje avrinningsområde enligt HVMFS 2013:19. EK-värdet för att uppnå god ekologisk status avseende totalfosfor är  $0,5 \leq EK \leq 0,7$ , vilket kan användas för att beräkna miljökvalitetsnormen. Årsmedelvärden och maximal tillåten koncentration för ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) är  $1 \mu\text{g/l}$  respektive  $6,8 \mu\text{g/l}$ . I HVMFS 2013:19 anges även en metod för beräkning av motsvarande ammoniumhalt, vilken presenteras i kapitel 3 i denna rapport.

### 2.4.2 Revaq-certifiering

Avfall Sverige (2011) skriver att lakvatten i framtiden kommer att behandlas lokalt i större utsträckning än vid tidpunkten rapporten skrevs, på grund av att ARV inte längre kommer att vilja ta emot lakvatten från deponier. En anledning till detta är att ARV sedan 2008 kan certifieras enligt Revaq. Revaq-certifieringen ägs och drivs av branschorganisationen Svenskt Vatten med syfte att förbättra slamkvaliteten från ARV. I certifieringen finns krav på spårbarhet, transparens och uppströmsarbete. Motivet bakom certifieringen är att reducera koncentrationer av farliga ämnen i ARV och att slammet ska kunna återföras till jordbruk i form av växtnäring på ett hållbart sätt. Svenskt Vatten anser att ej Revaq-certifierat slam inte ska återföras till jordbruket (Svenskt Vatten, 2017).

I *Manual för bedömning av lakvatten inom Revaq* (Allmyr och Sternbeck, 2017) framgår att nyanslutning av lakvatten till ARV som är Revaq-certifierat inte är tillåtet. Vidare att "Lakvatten från deponi ska normalt inte vara anslutet till Revaq-certifierade reningsverk. Bortkoppling av lakvatten ska därför alltid vara huvudalternativet och beslut om det ska fattas i reningsverkets/VA-organisationens politiska nämnd eller styrelse.". Om ett ARV ska bibehålla certifiering om ett lakvatten redan är anslutet krävs att nyss nämnda beslut tas och att lakvattnet karakteriseras och utreds för Revaqs regler för uppströmsarbete. Bortkoppling ska sedan ske senast år 2020 annars måste lakvattnet först renas till tolerabel nivå senast år 2020. Om lakvattnet ska fortsätta få vara anslutet måste dessutom en bortkoppling innebära att "råvattenskyddet tar skada eller att lämplig recipient saknas för lakvattnet". För ARV som ansöker om certifiering efter år 2015 följer nyss nämnda regler, med skillnaden att karakteriseringen ska vara gjord inom ett år och bortkoppling alternativt rening till tolerabel nivå inom tre år.

Ett lakvatten anses vara tolerabelt om det uppmätta haltbidraget till slammet av 12 prioriterade ämnen är  $<1 \%$ . Dessutom ska halten i lakvattnet vara  $<1 \%$  av halten i slammet. För PFOS och Benso(a)pyren godtas haltbidrag på 3 respektive 10 % på grund av bristen på lägre rapporteringsgränser hos laboratorier idag. Uppfyller lakvattnet dessa krav kan det fortsätta vara anslutet till ARV om ett kontrollprogram upprättas för att kontrollera de 12 prioriterade ämnena över tid. Är halten för något eller några ämnen över den tolerabla koncentrationen måste lakvattnet renas till tolerabel nivå innan det kan släppas till ARV (Allmyr och Sternbeck, 2017).

## 2.5 Nyvång deponi

Nyvång deponi ligger i Åstorps kommun, figur 2.2, och verksamhetsutövare för deponin är NSR. Företaget ansökte år 1973 om dispens enligt dåvarande miljöskyddslag att deponera avfall på Nyvång deponi och fick tillstånd att deponera byggavfall, schakt- och rivningsavfall samt trädgårdsavfall. Tillstånd gavs även för komprimering av hushållsavfall på anläggningen (Länsstyrelsen, 1973). År 1989 inkom NSR med en anmälan att uppföra en återvinningsgård och sorteringsverksamhet på fastigheten Nyvång 1:7, som godtogs av Länsstyrelsen. Nuvarande tillstånd är från 1992 och gäller för deponering av:

- park- och trädgårdsavfall (ris, buskar, träd, stubbar, gräs, löv och växtrester),
- rivningsavfall (rivningsvirke, tegel m.m.),
- schaktmassor.

Tillståndet gäller ej deponering av miljöfarligt avfall eller förorenade rivningsmassor (Länsstyrelsen, 1992). År 1999 inkom NSR med en anmälan om upphörande av deponering vid Nyvång avfallsanläggning. Anmälan gjordes på grund av införande av avfallsskatt i Sverige och NSR ansåg vid tidpunkten för anmälan att avfallet som deponerats på Nyvång kunde ”finna andra vägar”. Av anmälan framgår att miljötillståndet från 1992 fortfarande gäller, det vill säga, NSR har fortfarande tillstånd att deponera avfall på Nyvång deponi. Deponin är 5,8 ha stor och hela anläggningen är 7 ha.

Sluttäckningen av deponin påbörjades enligt Widén<sup>2</sup> år 2015 och i dagsläget (2017) är slänterna men inte toppen av deponin täckt. De sista delarna av deponin planeras sluttäckas under år 2018. Lakvattnet från Nyvång deponi går idag via en uppsamlingsdamm till Nyvång ARV som är förlagt ca 300 m från deponin.

Enligt tillståndet från 1992 får uppsamlingsdammen för lakvatten inte bräddas. I tillståndet påpekas även att Humlebäcken inte får påverkas av avfallsanläggningen. Vidare förelägger Länsstyrelsen i ett beslut daterat 2016-06-10 att NSR ska ”Utreda frågan om omhändertagande av yt- och lakvatten. Av utredningen ska framgå olika behandlingsalternativ som kan vara lämpliga. Resultatet av utredningen och en plan för långsiktig hantering av yt- och lakvatten ska redovisas till tillsynsmyndigheten senast tre år efter slutförd sluttäckning”. I beslutet framgår också att Nordvästra Skånes vatten och avlopp (NSVA) anser det lämpligt att i samband med sluttäckningen utreda om en framtida behandling i ARV är lämpligt; ”NSVA har uppgett att det kommunala avloppsreningsverket på sikt inte kommer ta emot lakvatten från deponin och därför behöver alternativa metoder för lakvattenhantering utredas.” Vidare menar NSVA att de är positiva till att NSR i samband med sluttäckningen möjliggör för en framtida separering av lak- och dagvatten (Länsstyrelsen Skåne, 2016).

---

<sup>2</sup> Amanda Widén, gruppchef behandling, NSR, Lund 2017-09-14. *Personlig kommunikation.*



Figur 2.2. Nyvång deponi är beläget nordöst om Helsingborg och är markerat med en pil på kartan. © Lantmäteriet

### 2.5.1 Områdesbeskrivning

Geologin vid området kring Nyvång deponi utgörs av ett 15-20 m mäktigt lager lera (>40 % lera) men jordlagret sträcker sig ända ned till 40 m och underlagras av sedimentära bergarter. Runt den närliggande Humlebäcken förekommer svämsediment: ett tunt lager ler- och siltskikt. (Länsstyrelsen, 1992). Grundvattennivån låg vid mätningar 2013 mellan 0,3-3,8 m under markytan (Bjerg, 2013). Nyare grundvattenmätningar visar på att GV-nivån ligger 0,8-2 m under markytan och att flödesriktningen är mot grundvattenrör 2 (GV2) i sydvästlig riktning (se bilaga 1). Inför sluttäckningen år 2015 utfördes geologiska undersökningar kring deponin. Skruvborrprovtagningar visade bland annat att det översta jordlagret bestod av mulljord och var 0,5 m i provpunkt GV2 och 0,2 m mäktigt i GV3. I dessa punkter underlagrades mulljorden av ler med siltskikt (GV2) respektive siltig ler (GV3). I en provpunkt som var belägen mittemellan GV2 och GV3 utfördes permeabilitetstest som visade ett resultat på  $5,1 \cdot 10^{-11}$  m/s (Bjerg, 2013).

Som ett led i att möta Länsstyrelsens krav på utredning om lämplig behandlingsmetod för lakvattnet byggdes enligt Rönnols<sup>3</sup> under år 2016 en testanläggning som bestod av:

- Utjämningsdamm (630 m<sup>3</sup>, maximalt utflöde 3,2 l/s) som i andra hand kan användas för sedimentation, i tredje hand för avskiljning av flytande föroreningar och i fjärde hand för luftning. I dammen blandas lakvatten med dagvatten från resten av anläggningen.
- Översilning/bevattningsyta (ca 0,6 ha) av *Salix* (vide-/pilsläktet) med skörd vart tredje år.

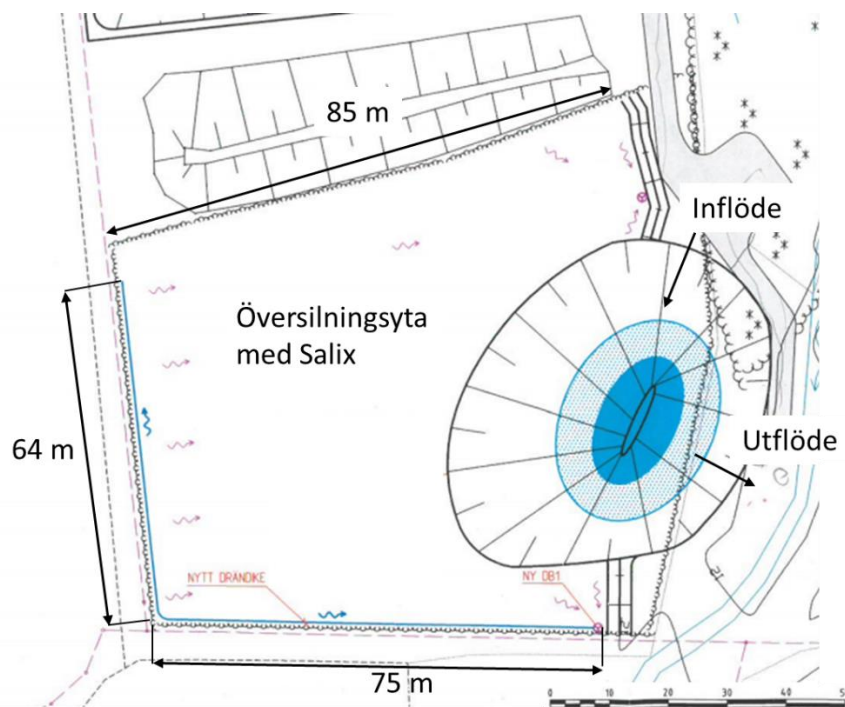
Planen var att testa anläggningen under ett par år och fortsatt släppa lakvattnet till ARV för att senare kunna utvärdera om en bortkoppling är möjlig och vilken som är den långsiktigt bästa lösningen. Anläggningen är så gott som färdigbyggd och vid platsbesök den 2017-10-11 noterades att pump, bevattningsanläggning, vallar, diken och planterad energiskog fanns på plats. Saknades gjorde dock styrskåp för pumpen, varför översilningsytan ännu inte kan testas.

<sup>3</sup> Eric Rönnols, miljökonsult, Rönnols Miljökonsult, e-mail 2017-10-12. *Personlig kommunikation.*

Översilningsytan var bevuxen med ca 5 m hög Salix, se figur 2.3. Bevattningsröret var placerat enligt figur 2.4, på vilken utflöden finns var sjunde meter.



Figur 2.3. Den befintliga dammen med översilningsytan i bakgrunden. Foto: Jenny Kivistö.



Figur 2.4. Ritning över uppsamlingsdamm och översilningsyta. Den ca 64 m långa bevattningsledningen är till vänster i bilden, längs kanten av översilningsytan. Omgjord efter Griab, 2015.

### 2.5.2 NSR

Nyvång deponi i Åstorp har tidigare tillhört Åstorp Kommun (Länsstyrelsen, 1992) men ägs numera av NSR. Vid deponin finns även en återvinningsanläggning för privat- och företagskunder som ägs och drivs av NSR. NSR har ingen personal som sköter drift av Nyvång deponi på plats. I stället kommer provtagare och underhållspersonal från Helsingborg någon gång i månaden till anläggningen. Personal som sköter återvinningsanläggningen finns däremot på plats. Återvinningsanläggningen kommer dock inom en överskådlig framtid att flyttas till annan plats, varför ingen personal kommer att arbeta på anläggningen<sup>4</sup>. På grund av detta är NSR:s förutsättningar begränsade avseende personal. En möjlig framtida lakvattenbehandlingsanläggning bör därför inte kräva mycket drifts- och underhållsarbete samt gärna vara lågteknologisk.

## 2.6 Karakterisering av lakvatten

För att bedöma vilket reningsbehov ett lakvatten har kan en karakterisering av densamma utföras. Im *et al.* (2001) menar att en deponis ålder, typ, vilken fas den befinner sig i, geologin, temperaturen och vatteninnehållet spelar roll vid karakterisering av lakvatten. Dessa parametrar speglar innehållet i lakvattnet. Utifrån en bedömning av halterna av ett stort antal förutbestämda parametrar i vattnet kan vid karakteriseringen slutsatser dras om vilka ämnen lakvattenreningen framförallt bör reducera. Avfall Sverige skriver i *Deponihandboken* (2012a) att ”karakterisering av lakvatten ska genomföras på deponier för farligt avfall och deponier för icke-farligt avfall. Vid karakteriseringen ska nyckelparametrar som återger lakvattnets egenskaper och innehåll av ämnen som kan orsaka negativa effekter på människors hälsa och miljön fastställas”. Deponihandboken listar vilka parametrar som bör analyseras vid en karakterisering:

- Allmänna parametrar
- Metaller
- Organiska parametrar: adsorberade organiska halogener, Di(etylhexyl)ftalat (DEHP), Nonylfenol, bromerad difenyleter, cyanid, fenol, PAH:er samt olja i vatten (oljeindex)
- Samverkans effekter
- Toxicitet

Vidare framgår att lakvattensediment kan vara intressant att provta eftersom det ger en bild av ackumulerade ämnen som inte kan påvisas i lakvattnet på grund av för låga halter. Särskilt partikelbundna ämnen kan påvisas.

Någon lagstadgad generell metod för att karakterisera lakvatten finns i dagsläget inte i Sverige. Däremot har Sweco gett ut en rapport åt Naturvårdsverket ”Screening av organiska ämnen i lakvatten”, där vissa rekommendationer finns (Sweco, 2013). En mer heltäckande guide gavs ut av IVL Svenska Miljöinstitutet (2000) i *Handbok för lakvattenbedömning*, där en möjlig metod beskrivs. I handboken ges förslag på olika ämnesgrupper som bör inkluderas i en karakterisering. Både lakvatten och lakvattensediment bör analyseras för föreslagna parametrar. För lakvattensediment finns dessvärre inte metoder utarbetade för alla ämnesgrupper. De olika delarna av karakteriseringen är *allmän karakterisering* (pH, konduktivitet, salinitet, temperatur, partiklar, summaparametrar för organiskt kol, närsalter och salter) och *metaller och andra grundämnen* (vanligast förekommande grundämnen i lakvatten). Vidare ingår *metallorganiska*

---

<sup>4</sup> Amanda Widén, gruppchef behandling, NSR, Helsingborg 2017-10-11. *Personlig kommunikation.*

föreningar (tennorganiska och metylkvicksilver), *Organiska föreningar och organiska summaparametrar* (organiska summaparametrar, flyktiga klorerade kolväten, PAH, monocykliska kolväten, ftalater, klorbensener, klorfenoler och fenoxisyror). Även *toxicitet*, t.ex. Microtox, som är ett akut toxicitetstest på saltvattenarten *Vibrio Fischeri*, bör undersökas. Hur toxicitetstest kan tolkas presenteras i tabell 2.2.

Tabell 2.2. Tolkning av effektkoncentrationer, EC<sub>50</sub>-värden: den koncentration som krävs för att uppnå 50 % av maximal effekt. Omgjord efter Svensson (1993) se IVL Svenska Miljöinstitutet (2000).

EC <sub>50</sub> (volym-%)	Toxicitet
< 45	Medel-högtoxiska
> 45	Lågttoxiska
>> 45	Icke-toxiska, ingen dosberoende effekt

Vidare är den framtida tänkta recipienten för lakvattnet i det här fallet, Humlebäcken, viktig vid karakteriseringen av lakvattnet. Då närliggande deponier är en av påverkanskällorna på bäcken (VISS, 2016) bör bäckens status undersökas. Om till exempel ett visst ämne förekommer i för hög koncentration i bäcken för att uppnå god kemisk och ekologisk status bör detta ämne ingå i karakteriseringen av lakvattnet. För att kunna jämföra uppmätta halter av olika ämnen i lakvattnet vid karakteriseringen kan rikt- och gränsvärden för Nyvångs avloppsreningsverk (recipient idag) användas. Humlebäcken och Nyvångs avloppsreningsverk beskrivs utförligare i avsnitt 2.7.1 och 2.7.2.

Vid karakterisering och utredning om vilka krav som ställs på lakvatten vid utsläpp till recipient är bakgrundshalter intressanta. För vissa metaller finns uppskattade bakgrundshalter för vattendrag i södra Sverige, se tabell 2.3.

Tabell 2.3. Bakgrundshalter för några metaller i mindre vattendrag i södra Sverige (Naturvårdsverket, 2008a).

Ämne	Cu	Zn	Cd	Pb	Cr	Ni	Co	As	V	Hg
Halt (µg/l)	0,5	2,0	0,0016	0,24	0,2	0,4	0,06	0,3	0,2	0,004

## 2.7 Recipienten

I dagsläget släpps lakvattnet från Nyvång deponi till Nyvång ARV som i sin tur släpper ut till Humlebäcken. En möjlig recipient i framtiden vid lokal rening av lakvattnet är därmed just Humlebäcken. Deponin, Nyvång ARV och Humlebäcken är markerade i kartan, se figur 2.5.



Figur 2.5. Nyvång deponi, Nyvång avloppsreningsverk (ARV) och recipienten, Humlebäcken (blå markering). © Lantmäteriet.

### 2.7.1 Humlebäcken

Vid en eventuell framtida lokal lakvattenrening på Nyvång deponi skulle recipienten kunna bli ytvattenförekomsten Humlebäcken, som rinner ca 300 m från deponin. Humlebäcken är ett biflöde till Vegeå, som mynnar i Kattegatt söder om Ängelholm. Vattenförekomsten Humlebäcken ingår därmed i Vegeåns avrinningsområde (Vegeå Vattendragsförbund, 2013).

I VISS Vatteninformationssystem Sverige (2016), framgår att Humlebäcken klassas som ”dålig ekologisk status” och ”uppnår ej god kemisk ytvattenstatus”. För ”Kemisk status utan överallt överskridande ämnen” är vattenförekomsten ej klassad. Västra Götalands län, som är vattenmyndighet för Västerhavets vattendistrikt, har satt som mål att uppnå god ekologisk status senast år 2027 (avseende näringsämnen) i Humlebäcken. Vidare är målet att uppnå god kemisk ytvattenstatus, med undantag för bromerad difenyleter, kvicksilver och kvicksilverföreningar. För att uppnå detta bör åtgärder utföras i så stor grad som möjligt innan år 2021. Referensvärdet för totalfosfor är bestämt till 27,6 µg/l (VISS, 2016).

### 2.7.2 Nyvång avloppsreningsverk

Nyvång ARV har sitt utsläpp i Humlebäcken. Rikt- och gränsvärden som är fastslagna i verkets slutliga villkor i miljötillståndet från år 2004 är presenterade i tabell 2.4 (NSVA, 2016a).

*Tabell 2.4. Riktvärden och gränsvärden för Nyvång avloppsreningsverk i Åstorp, dit lakvattnet går idag, och som släpper ut det behandlade vattnet till Humlebäcken (NSVA, 2016a).*

<b>Ämne</b>	<b>Riktvärde (mg/l)</b>	<b>Gränsvärde (mg/l)</b>	<b>Kommentar</b>
<b>BOD<sub>7</sub></b>	10	10	Riktvärde per månad, gränsvärde per kvartal
<b>Totalfosfor</b>	0,3	0,3	Riktvärde per månad, gränsvärde per kvartal
<b>Totalkväve</b>	15		Riktvärde per år
<b>NH<sub>4</sub>-N</b>	3		Riktvärde för medelvärde maj t.o.m. oktober
<b>pH</b>			Får inte understiga 6

## 3 Metod

*I detta kapitel ges först en kortfattad beskrivning av metoden för examensarbetet. Vidare ges en mer detaljerad redogörelse för karakterisering (avsnitt 3.1), litteraturstudie (avsnitt 3.2), provtagning och analys (avsnitt 3.3) och slutligen beräkningar (avsnitt 3.4). För än mer detaljerade beräkningar hänvisas till bilaga 4.*

För att kunna avgöra vilka behandlingsmetoder som krävs för att rena lakvattnet måste en karakterisering av vattnet utföras, där tillräckligt många parametrar analyseras vid minst två tillfällen. Data från tre till fem år tillbaka kan användas vid beräkningar enligt Modin<sup>5</sup>, men hänsyn måste tas till varje individuellt fall. Varierar halterna är det befogat att undersöka halter längre bak i tiden för att få en bättre förståelse för lakvattnets karaktär och möjlig sammansättning i framtiden. I detta fall har data från 2014-2016 använts. Data är hämtad från NSR:s miljödatabas. När en bild av lakvattnets innehåll har erhållits kan halterna i lakvattnet användas för att uppskatta en koncentrationsökning i recipienten vid utsläpp dit. Koncentrationsökningen kan sedan användas för att jämföras med MKN, bedömningsgrunder för särskilt förorenande ämnen, bakgrundshalter, NSVA:s rikt- och gränsvärden samt analysresultat från andra lakvatten.

När karakterisering och utredning om recipientens status och gällande MKN utförts kan litteratursökning efter lämpliga behandlingsmetoder påbörjas. Litteratursökningen kommer att fokusera på metoder som passar lakvattnet från Nyvång deponi. Med denna bakgrund kan sedan de tre lämpligaste metoderna väljas. För dessa metoder kommer anläggningar att dimensioneras och kostnadsuppskattningar att göras. Slutligen kan slutsatser dras och rekommendationer till NSR ges angående framtida val av behandlingsmetod för lakvattnet på Nyvång deponi. Nedan beskrivs hur arbetet har utförts mer i detalj.

### 3.1 Karakterisering

Vid karakteriseringen av lakvattnet samlades analysdata in från NSR. Analysresultat multiplicerades med utspädningsfaktorn för lakvattnet vid utsläpp till Humlebäcken (formel 1) för beräkning av ökningen av halten i bäcken (haltpåslaget). För beräkning av utspädningsfaktor (DF) och uppskattad halt i bäcken användes formel 2. Beräkningarna utfördes på detta vis för att senare kunna se om haltpåslaget  $C_{\text{ökning av halt}} > 4\%$  av MKN i bäcken, vilket enligt EU-direktivet 2008/105/EG inte är acceptabelt i blandningszoner (se avsnitt 2.4). Antagandet att utsläppspunkten kan figurera blandningszon gjordes för att kunna utföra beräkningarna på detta vis. För flödet i Humlebäcken användes simulerad avrinningsdata från SMHI:s klimatmodell S-HYPE, där total vattenföring kan fås. Total vattenföring är enligt modellen ”Modellberäknad vattenföring i utloppet av det aktuella delavrinningsområdet, inklusive bidrag från eventuella delavrinningsområden uppströms.” (SMHI, 2017). För år 2016 och 2017 kunde dygnsuppdaterade värden användas för vattenföringen i Humlebäcken. Eftersom lakvattnet idag behandlas i ARV är lakvattenflödet inkluderat i flödet ut från ARV. Det, tillsammans med att ett eventuellt utsläpp av lakvatten till Humlebäcken antas ske nedströms ARV gör att nämnaren i formel 2 ser ut som den gör.

---

<sup>5</sup> Hanna Modin, miljöingenjör, Sweco Environment, Malmö 2017-10-04. *Personlig kommunikation.*

$$C_{\text{ökning av halt}} = DF * C_{\text{lakvatten}} \quad (1)$$

$C_{\text{ökning av halt}}$  – koncentrationsökning, mg/l

DF – utspädningsfaktor, beräknas med formel (2)

$C_{\text{lakvatten}}$  – koncentration av ämne X i lakvattnet, mg/l

$$DF = \frac{Q_{\text{Lakvatten}}}{Q_{\text{Humlebäcken uppströms ARV}} + Q_{\text{ARV ut}}} \quad (2)$$

$Q_{\text{lakvatten}}$  – lakvattenflödet från deponin, m<sup>3</sup>/d

$Q_{\text{Humlebäcken uppströms}}$  – flödet i humlebäcken uppströms ARV, m<sup>3</sup>/d

$Q_{\text{ARV ut}}$  – flödet ut från ARV, m<sup>3</sup>/d

Medelvärde för  $C_{\text{ökning av halt}}$  beräknades för varje år (2014, 2015 och 2016), där DF för respektive år användes. Sedan beräknades ett medelvärde för ökningen av halten i bäcken för att kunna jämföras med MKN och bakgrundshalter. Om analysresultatet för något ämne var under rapporteringsgränsen antogs halten vara lika med rapporteringsgränsen (LOQ).

Det beräknade haltpåslaget ( $C_{\text{ökning av halt}}$ ) jämfördes sedan med MKN, bedömningsgrunder och riktvärden enligt 4.1.1. MKN för inlandsytvatten enligt HVMFS 2013:19 användes. För alla parametrar finns dock inte bedömningsgrunder eller MKN. Vid avsaknad av bakgrundsvärden antogs den tillåtna ökningen av koncentrationen i Humlebäcken till <4% av AA-MKN. Beräkning utfördes då enligt formel 3, där  $C_{\text{ökning av halt}}$  är medelvärdet av haltpåslaget vid utspädning av obehandlat lakvatten i Humlebäcken (mg/l). För övriga parametrar jämfördes koncentrationsökningen i Humlebäcken med AA-MKN och bedömningsgrunder för särskilt förorenande ämnen. Fanns inget AA-MKN användes MAC-MKN. I de fall där varken bakgrundsvärden, MKN, bedömningsgrunder, uppmätta halter från andra lakvatten eller liknande fanns kunde ingen jämförelse göras.

$$\frac{C_{\text{ökning av halt}}}{MKN} = \text{Andel av MKN} \quad (3)$$

MKN – miljökvalitetsnorm för ämne X, mg/l.

Vidare användes BOD/COD-kvoten för utvärdering av det organiska materialets nedbrytbarhet, se formel 4 (IVL Svenska Miljöinstitutet, 2000). Då COD<sub>Cr</sub>-halten inte analyserats i lakvattnet, användes COD<sub>Mn</sub>-halten i stället.

$$\frac{[BOD_7]}{[COD_{Cr}]} \quad (4)$$

[BOD<sub>7</sub>] – koncentrationen av BOD<sub>7</sub>, mg/l

[COD<sub>Cr</sub>] – koncentrationen av COD<sub>Cr</sub>, mg/l

Beräkning av den maximala totalfosforhalten i Humlebäcken för att uppnå god kemisk ytvattenstatus gjordes enligt HVMFS 2013:19 för att erhålla en lokal MKN för fosfor. I beräkningen användes referensvärdet för totalfosfor i Humlebäcken och EK-värdet för god ekologisk status, se formel 5. Den beräknade ”observerade fosforhalten” användes sedan som MKN för Humlebäcken.

$$\text{observerad fosforhalt} = \frac{Ref_P}{EK} \quad (5)$$

Observerad fosforhalt – lokal, beräknad MKN för P-tot, mg/l

Ref<sub>P</sub> – Referensvärde för fosfor = 27,6 µg/l

EK – ekologisk kvot, god status = 0,5

Motsvarande beräkning för ammoniumkväve anges i formel 6 enligt HVMFS 2013:1, där fraktion NH<sub>3</sub>-N beräknas genom formel 7. pK<sub>a</sub>-värdet beräknas i sin tur via formel 8.

$$[NH_3-N] = \text{fraktion } NH_3-N * [NH_4^+-N] \quad (6)$$

[NH<sub>3</sub>-N] – MKN för NH<sub>3</sub>-N, mg/l

fraktion NH<sub>3</sub>-N – beräknas med formel (7)

[NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N] – beräknad MKN för NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, mg/l

$$\text{fraktion } NH_3-N = 1/(10^{pK_a-pH} + 1) \quad (7)$$

pK<sub>a</sub> – syrakonstanten, beräknas med formel (8)

pH – pH-värdet i Humlebäcken

$$pK_a = 0,0901821 + 2729,92/T \quad (8)$$

T – temperatur i Humlebäcken, K

I de fall där bakgrundshalter (se avsnitt 2.6) existerat har i stället haltpåslaget adderats till bakgrundshalten för att sedan kunna jämföra denna halt, vilken antas vara den totala halten i bäcken, med MKN för respektive ämne. Om halten överskrider MKN antas ämnet behöva renas från lakvattnet.

### 3.2 Litteratursökning

Litteratursökning för att finna möjliga behandlingsmetoder för lakvattenbehandling utfördes genom sökning i databaser som Web of Science, LUBsearch och SciFinder. För att få en övergripande bild över lakvatten och behandlingsmetoder användes sökord som "leachate", "treatment" och "review". I erhållna "review-artiklar" kunde behandlingsmetoder som passade lakvattnet till Nyvång deponi och NSR:s förutsättningar plockas ut. En mer djupgående litteratursökning av dessa metoder skedde sedan. Exempel på sök-kombinationer var:

- Leachate AND treatment AND wetland NOT wastewater
- Leachate AND treatment AND wetland
- Leachate AND treatment AND wetland AND nitrogen OR phosphorous
- Leachate AND treatment AND phytoremediation NOT wetland
- Leachate AND treatment AND novel techn\*

“Wetland” byttes sedan ut mot ord som: overland flow, plant-soil system, phytoremediation, SBR, aerated lagoons, activated sludge och sand filter.

Sökningar gjordes även via Google efter artiklar och rapporter från Avfall Sverige och Naturvårdsverket. Sökningen kunde till exempel vara:

- Avfall Sverige lakvattenbehandling
- Avfall Sverige lakvattenkaraktisering
- Naturvårdsverket lakvatten
- Naturvårdsverket lakvatten behandlingsmetoder
- BAT lakvattenbehandling

Vidare hittades många källor i referenslistan till artiklar som lästes vid litteratursökningen, till exempel i review-artiklarna.

### **3.3 Provtagning och analys**

Provtagning av lakvattnet från Nyvång deponi har skett kontinuerligt sedan 1991 enligt NSR:s egenkontrollprogram i provpunkten L1. För geografisk placering av punkten se bilaga 1, där även övriga provtagningspunkter visas. Fältprovtagning av temperatur, konduktivitet, syre och pH sker månadsvis och lakvatten skickas iväg till externt labb<sup>6</sup> för analys varje kvartal. Laboratorieanalys av följande parametrar sker då: BOD<sub>7</sub>, totalt organiskt kol (TOC), suspenderat material, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N+NO<sub>2</sub>-N, N-tot, P-tot, As, Pb, Fe, Cd, Cl, Co, Cr, Hg, Mn, Ni, Sn och Zn.

En lakvattenkaraktisering utfördes år 2015 av NSR som baserades på prover uttagna i november 2014 och juni 2015; två månadssamlingsprov och två stickprov. Det är dessa prover, tillsammans med data från tidigare provtagningar som detta examensarbete bygger på.

I oktober 2017 medverkade författaren till denna rapport vid en månatlig provtagning. Provet togs då med hjälp av en plastbehållare på skaft. Innan provet togs sköljdes behållaren ur med lakvatten. Vid provtagningen utfördes även fältprovtagningar av temperatur, pH, syre och konduktivitet (se figur 3.1).

---

<sup>6</sup> Eurofins Environment AB, ackrediterat enligt SS-EN ISO/IEC 17025:2005



*Figur 3.1. Provtagningsutrustning för fältprovtagning av temperatur, pH, syre och konduktivitet.*

### **3.4 Beräkningar**

*I detta kapitel redogörs för vad beräkningarna och kostnadsuppskattningarna främst grundar sig på. För kompletta beräkningar hänvisas till bilaga 4.*

#### **3.4.1 Dimensionering**

I kapitel 4 väljs tre metoder ut för dimensionering och kostnadsuppskattning. Metod 1 väljs till kombinationen luftad damm och översilning. SBR väljs som metod 2 och ARV som metod 3. Motivation till valet och vidare beskrivning av metoderna ges i avsnitt 4.3.

Dimensionering av metod 1 grundar sig på RVF (2003) och massbalans för kväve. Även Barkander och Norin (2013) samt Rennerfelt (1999) användes vid dimensionering av metod 1. Luftningsbehovet beräknades enligt Morling (2013). Beräkningsunderlag för dimensionering av metod 2 har varit interna dokument och erfarenheter från Sweco Environment, t.ex. Morling (2013; 2010; 2009) och personlig kommunikation med Åsa Kolmert Strickland och Christoffer Wärrff. Då ingen ”komplett” beräkningsmetod hittats har metoder från de olika källorna kombinerats för att passa dimensionerande data från Nyvång. För metod 3 har information från NSR och NSVA inhämtats.

#### **3.4.2 Kostnadsuppskattning**

Grund till kostnadsuppskattningen har varit uppskattade värden från Sweco, vilka grundar sig på flertalet offerter från entreprenörer. Vissa priser grundar sig på data från NSR. Då priser på material och arbete skiljer sig stort mellan olika företag får kostnadsuppskattningen antas vara ungefärlig. På grund av detta presenteras endast kostnader i större grupper som ”maskinkostnad”, ”byggnadskostnad” och så vidare. Trots detta kan en grov jämförelse mellan metoderna göras. Vidare har annuitetsmetoden använts för beräkning av avskrivningar av maskiner och byggnader.



## 4 Resultat och diskussion

*Kapitel 4 inleds med karakterisering av lakvattnet med bedömda utsläppskrav (avsnitt 4.1) och följs av en beskrivning av vilka möjliga reningstekniker som finns (avsnitt 4.2). I avsnitt 4.3 väljs tre lämpliga reningsmetoder/kombinationer ut och sedan dimensioneras och kostnadsuppskattas de tre metoderna (avsnitt 4.4). Diskussion av metoderna sker löpande i texten samt mer generellt i avsnitt 4.5.*

### 4.1 Karakterisering

#### 4.1.1 Beräkning av MKN

Utspänningsfaktorn för lakvattnet vid utsläpp till Humlebäcken beräknades till 379 enligt formel (2) i avsnitt 3.1. Vidare beräknades den lokala MKN för totalfosfor i Humlebäcken till  $[P\text{-tot}] = 0,055$  mg/l med formel (5). Årsmedelvärdet enligt HVMFS 2013:19 för  $NH_3$  räknades om med formel (6) till  $[NH_4^+-N] = 0,11$  mg/l. För beräkningar se bilaga 4. Vid bedömning av överskridande av MKN har följande MKN använts för olika ämnen:

- AA-MKN: naftalen, antracen, benso(a)pyren, fluoranten, bly, kadmium, koppar, krom, nickel, TBT, PFOS och DEHP.
- MAC-MKN: benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(g,h,i)fluoranten, kvicksilver och summa polybromerade difenyletrar (PBDE) (kongenerna 28, 47, 99, 100, 153, 154).
- Årsmedelvärde enligt HVMFS 2013:19 Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för särskilt förorenande ämnen:  $NH_3$ , arsenik, uran, zink, triclosan, glyfosat, (4-klor-2-metylfenoxi)ättiksyra (MCPA) och bisfenol A.

För ämnen där MKN saknats har ingen jämförelse gjorts. MKN för ovan nämnda ämnen redovisas i avsnitt 4.1.3, tabell 4.3, 4.4, 4.5 och 4.6 tillsammans med analysresultatet.

#### 4.1.2 Lakvattenflöde

Det teoretiska lakvattenflödet beräknas årligen av NSR genom att en vattenbalans utförs över deponin, se tabell 4.1, där även verkligt flöde som registrerats av flödesmätare visas. Den stora skillnaden mellan det beräknade och det verkliga flödet beror på att lakvattnet späds ut med ytvatten från resten av anläggningen. Vidare förefaller det verkliga flödet för år 2015 och 2016 orimligt högt jämfört med de teoretiska flödena; andelen lakvatten i det verkliga flödet är endast 25-27 % jämfört med 72-75 % åren innan. Anledningen till detta tros bero på att NSR har haft problem med att flödesmätaren under år 2015-2016 slammat igen och därför registrerat felaktiga värden<sup>7</sup>. En konsekvens av detta är att lakvattenflödet inte stämmer överens med perioden analyserna är gjorda (november 2014 och juni 2015). Detta gör att det beräknade haltpåslaget i Humlebäcken endast kan tolkas som en uppskattning. Hursomhelst är detta den bästa uppskattningen som kan göras med för examensarbetet tillgängliga data.

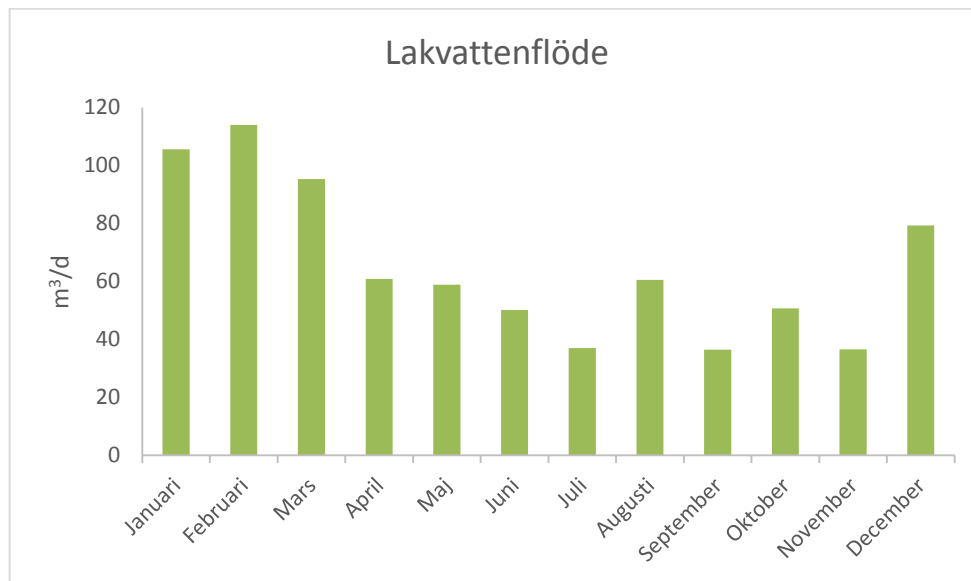
---

<sup>7</sup> Amanda Widén, gruppchef behandling, NSR, Helsingborg, 2017-10-11. *Personlig kommunikation.*

Tabell 4.1. Lakvattenflöden: verkligt flöde (registrerat av flödesmätare) och teoretiskt flöde (beräknat av NSR) mellan år 2013-2016. Andel lakvatten (%) motsvarar teoretiskt flöde / verkligt flöde (NSR, 2013; 2014; 2015; 2016).

År	Verkligt flöde (m <sup>3</sup> /år)	Teoretiskt flöde (m <sup>3</sup> /år)	Andel lakvatten (%)
2013	22799	17153	75
2014	27800	20000	72
2015	62813	16000	25
2016	28628	7831	27

Under år 2015 påbörjades sluttäckningen av deponin varför lakvattenflödet borde minska. På grund av det samtidiga problemet med flödesmätaren är därför val av vilka flöden som ska användas vid dimensionering ett kritiskt moment. En lösning på problemet hade varit att beräkna lakvattenflödet med hjälp av någon modell, alternativt anta att maximalt tillåtna flöde (50 l/m<sup>2</sup> per år) enligt lag bildas (se avsnitt 2.2). Men då den enligt NSR beräknade lakvattenmängden endast utgörs av ca 72-75 % av det verkliga flödet skulle inte en ny beräkning av det teoretiska, framtida lakvattenflödet vara en lämplig uppskattning av flödet. Ytterligare en aspekt är klimatförändringar och ökade regnmängder på grund av detta. I SMHI:s klimatmodell S-HYPE beräknas nederbördsmängden öka med maximalt 13 % i Åstorp fram till 2030 vid klimatscenariot RCP 4.5 (SMHI, u.å.). För att ta hänsyn till detta multipliceras flödet med en klimatkfaktor på 1,2 det vill säga 20 % ökning. Faktorn grundar sig på regn som varar mindre än en dag (Svenskt Vatten, 2016). Ett konservativt antagande är därför att använda medelvärdet av totala årsflödet för år 2013-2014 med klimatkfaktor för vidare beräkningar, vilket torde vara en överskattning. Medelvärdet beräknades till 25 300 m<sup>3</sup>/år, vilket blir 30 360 m<sup>3</sup>/år med klimatkfaktor. Flödesdata från 2014-2013 används också för att uppskatta säsongsvariationen av flödet, se figur 4.1, där klimatkfaktor ej är inkluderat.



Figur 4.1. Variation av lakvattenflöde från deponin som ett månadsmedelvärde ( $m^3/d$ ) baserat på data från 2013-2014. Klimatfaktor är inte inkluderat.

#### 4.1.3 Redovisning av analyser

NSR utförde under år 2014 och 2015 en karakterisering av lakvattnet från Nyvång deponi. För allmänna parametrar togs två stickprov i november 2014 och två stickprov i juni 2015. För övriga parametrar togs ett månadssamlingsprov under samma perioder. Analysdata för år 2016 är hämtat från NSR:s miljödatabas, där ett medelvärde grundat på stickprov varje månad för hela året har tagits. Analysresultaten från denna är till stor del vad denna rapport bygger på. Totalt analyserades 176 olika parametrar, vilka kan grupperas på följande vis;

- Allmänna parametrar
- PAH:er
- Tennorganiska föreningar
- Grundämnen
- Poly- och perfluorerade alkylsubstanser (PFAS)
- Bromerade difenyletrar (PBDE)
- Microtox (Ekotoxikologiskt test)
- Fenoler och kresoler
- Ftalater
- Organiska summaparametrar
- Övriga parametrar (t.ex. bekämpningsmedel)

Analysvärden från år 2014, 2015 och 2016 tillsammans med haltpåslaget de orsakar presenteras dels i kortfattad form i tabell 4.3, 4.4, 4.5 och 4.6 samt fullständigt i bilaga 2.

$NH_4^+$ -N-halterna i lakvattnet var 25,3 mg/l (medelvärde 2014-2016) vilket kan jämföras med NSVA:s riktvärde för utsläpp till Humlebäcken: 3 mg/l (medelvärde maj – oktober). Totalkväve-halten (N-tot) uppgick till 32,5 mg/l (medelvärde 2014-2016), vilket överstiger NSVA:s riktvärde på 15 mg/l. Vid beräkning av haltpåslagets bidrag till AA-MKN för  $NH_4$ -N visade det sig att lakvattnet skulle bidra med 59 % av MKN för  $NH_4$ -N i Humlebäcken. Kväveavskiljning är alltså högst angeläget.

För totalfosfor (P-tot) beräknades MKN specifikt för Humlebäcken: 0,055 mg/l. Koncentrationsökningen av totalfosfor efter ett utsläpp av orenat lakvatten i Humlebäcken skulle innebära att 5 % av MKN uppnås, vilket överskrider de accepterade 4 % av MKN men inte med mycket. NSVA:s riktvärde är 0,3 mg/l (per månad, eller gränsvärde för kvartal) för utsläpp av totalfosfor. Halten i lakvattnet var 1,1 mg/l (medelvärde 2014-2016), varför lakvattnet antas behöva renas från fosfor.

BOD/COD-kvoten var låg, ca 0,2, vilket betyder att andelen svårnedbrytbart material är högt. Detta beror på att BOD-halten var låg, 6,8 mg/l (medelvärde 2014-2016) och ligger redan under NSVA:s riktvärde för utsläpp till Humlebäcken (10 mg/l). Därför antas lakvattnet inte behöva renas från BOD. Att BOD-halten är låg och att pH-värdet är ca 6 tyder på att deponin är i den metanogena fasen. Vidare är halten suspenderat material högt jämfört med andra lakvatten i sammanställningen. Enligt NSR kan detta bero på när rensning av flödesmätaren vid provpunkten sker. Flödesmätaren samlar vid normal drift på sig material och vid rensning löses det uppsamlade materialet upp och resulterar i en ökad halt i provet. En grovt uppskattad halt suspenderat material, 42 mg/l, har antagits för vidare beräkningar i denna rapport. Uppskattningen redogörs för i bilaga 4.

De metaller som efter addition av haltbidraget och bakgrundshalten överskred AA-MKN var koppar och arsenik. Överskridandet för koppar var emellertid inte stort: AA-MKN för  $[Cu^{2+}] = 0,0005$  mg/l och den beräknade halten var  $[Cu^{2+}] = 0,00051$  mg/l. Dessutom gäller MKN för koppar biotillgänglig koppar, vilket analysvärdet inte motsvarar. Lakvattnet antas därför inte behöva renas från koppar. För arsenik uppgick haltbidraget till Humlebäcken till 7,1 %, vilket överskrider de 4 % som anses acceptabelt.

Övriga ämnen som överskred AA-MKN var Benso(a)pyren som överskred med 7,9 % och perfluoroktansulfonsyra (PFOS) som överskred med 16,6 %. Triclosan överskred HVMFS 2013:19 årsmedelvärdet i *bedömningsgrunder för särskilt förorenande ämnen* med 7,3 %. Inga andra ämnen där MKN finns att jämföra med ger ett bidrag >4% till MKN i Humlebäcken av de analyserade ämnena.

Vid jämförelse med andra lakvatten som sammanställts av IVL Svenska Miljöinstitutet (2000), bilaga 3, förefaller lakvattnet från Nyvång deponi vara relativt näringsfattigt, ha lågt organiskt innehåll men däremot innehålla höga halter av vissa metaller. Totalfosforhalten är dock relativt sett hög. Järn, kalcium, arsenik, barium och aluminium tycks alla förekomma i höga halter vid jämförelse med lakvatten från IVL:s sammanställning.

Microtox-analyserna, se tabell 4.2, tyder på att lakvattnet inte är särskilt toxiskt för vattenlevande organismer (testat på *Vibrio fischeri*), vilket kan tolkas enligt tabell 2.2 som att det inte förekommer några höga halter av toxiska ämnen i lakvattnet. Testet gjordes på en saltvattenart och det går därför inte att bedöma exakt hur ekosystemet i Humlebäcken kommer att reagera på utsläppt lakvatten. Hade det ekotoxikologiska testet inte gjorts på en saltvattenart hade bakterien/testorganismen sannolikt dött av den höga salthalten i lakvattnet.

Tabell 4.2. Toxikologiska tester på *Vibrio fischeri*. Resultatet visas för olika effektkoncentrationer: EC<sub>10</sub>, EC<sub>20</sub>, EC<sub>50</sub>.

	Enhet	2014-10-30	2014-11-11	2015-06-01	2015-06-16
<b>Microtox EC<sub>10</sub></b>	%	55,00	30,00	36,00	32,00
<b>Microtox EC<sub>20</sub></b>	%	>91	60,00	57,00	51,00
<b>Microtox EC<sub>50</sub></b>	%	>91	>91	>91	>91

Tabell 4.3. Analysvärden för allmänna parametrar och beräknad ökning av halt i Humlebäcken vid utsläpp av orenat lakvatten till bäcken. MKN för ammoniumkväve och totalfosfor samt haltpåslags andel av MKN presenteras också. Analysresultatet för år 2014 och 2015 är medelvärden av två stickprov i november respektive juni. Data från 2016 är medelvärdet av månatliga analyser av lakvattnet. Källa analysresultat: NSR, u.å.

Parameter	Enhet	Analysresultat				Haltpåslag Humlebäcken	MKN för god status	% av MKN
		2014	2015	2016	Medel			
pH		7,1	7	6,8	7	0,018		
Temp. vid pH-mätning	°C	17,5	21,4		19			
Alkalinitet	mg HCO <sub>3</sub> /l	1250	1700		1475	3,897		
Konduktivitet	mS/m	210	215	203,5	209	0,55		
Klorid	mg/l	140	170	150	153	0,41		
Sulfat	mg/l	42	32		37	0,098		
Fluorid	mg/l	0,51	0,55		0,5	0,0014		
Cyanid, total	µg/l	1,6	2		2	0,0046		
COD <sub>Mn</sub>	mg O <sub>2</sub> /l	31,5	35,2		33,4	0,088		
TOC	mg/l	48	110	36,7	65	0,17		
DOC	mg/l	24	38,5		31	0,083		
BOD <sub>7</sub>	mg/l	4	9	7,3	7	0,018		
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	22,5	28,5	24,8	25,4	0,067	0,11	58,6
PO <sub>4</sub> -P	mg/l	0,0065	0,024		0,0015	4*10 <sup>-5</sup>		
N-tot	mg/l	28,5	36,5	32,5	33	0,086		
NO <sub>3</sub> -N	mg/l	0,1	0,14		0,1	3,1*10 <sup>-4</sup>		
NO <sub>2</sub> -N	mg/l	0,035	0,018		0,0	7,0*10 <sup>-5</sup>		
P-tot	mg/l	0,96	2,1	0,084	1,1	0,0028	0,055	5,0

Tabell 4.4. Sammanställning av analysvärden, beräknat haltpåslag i Humlebäcken och MKN (HVMFS 2013:19). Om haltpåslaget har beräknats överskrida 4 % av MKN har detta markerats med ”Ja” i kolumnen längst t.h. Vid beräkning av ”% av MKN” har i första hand AA-MKN använts och i andra hand MAC-MKN.

PAH:er	Enhet	2014	2015	Haltpåslag Humlebäcken	AA-MKN	MAC-MKN	% av MKN	Haltpåslag >MKN?
Naftalen	µg/l	0,10	0,04	1,9*10 <sup>-4</sup>	2	130	0,01	
Antracen	µg/l	<0,01	<0,01	2,6*10 <sup>-5</sup>	0,1	0,1	0,03	
Benso(a)pyren	µg/l	<0,003	0,01	1,3*10 <sup>-5</sup>	0,00017	0,27	7,9	Ja
Benso(b)fluoranten	µg/l	<0,003	0,01	1,4*10 <sup>-5</sup>		0,017	0,08	
Benso(k)fluoranten	µg/l	<0,003	0,00	9*10 <sup>-5</sup>		0,017	0,05	
Fluoranten	µg/l	0,01	0,02	4,3*10 <sup>-5</sup>	0,1	1	0,04	
Benso(g,h,i)perylen	µg/l	<0,003	0,00	1,0*10 <sup>-5</sup>		0,0082	0,13	

Tabell 4.5. Sammanställning av analysvärden (uppslutna värden; totalhalt), beräknat haltpåslag i Humlebäcken och MKN (HVMFS 2013:19). Om haltpåslaget har beräknats överskrida 4 % av MKN har detta markerats med ”Ja” i kolumnen längst t.h. Vid beräkning av ”% av MKN” har i första hand AA-MKN använts, i andra hand MAC-MKN och i tredje hand årsmedelvärdet. Årsmedelvärdet står för bedömningsgrunder för särskilt förorenande ämnen enligt HVMFS 2013:19. AA-MKN och MAC-MKN återfinns även de i HVMFS 2013:19. Bakgrundsvärdena hittas i Naturvårdsverkets rapport 5799 (2008a).

Metall	Enhet	2014	2015	Haltpåslag Humlebäcken	Årsmedelvärdet	AA-MKN	MAC-MKN	% av MKN	Bakgrunds-värden	Haltpåslag >MKN?
Arsenik	mg/l	0,01	0,01	3,6*10 <sup>-5</sup>	0,0005			7,1	0,0003	Ja
Bly	mg/l	<0,0005	0,00079	1,7*10 <sup>-6</sup>		0,0012 <sup>1</sup>	0,01	0,14	0,00024	
Kadmium	mg/l	<0,0001	<0,0001	2,6*10 <sup>-7</sup>		0,00008		0,33		
Kobolt	mg/l	0,0028	0,0038	8,7*10 <sup>-6</sup>					0,00006	
Koppar	mg/l	0,0031	0,0026	7,5*10 <sup>-6</sup>	0,0005			1,5	0,0005	Ja

<sup>1</sup>Biotillgängligt

<b>Metall</b>	<b>Enhet</b>	<b>2014</b>	<b>2015</b>	<b>Haltpåslag Humlebäcken</b>	<b>Årsmedel-värde</b>	<b>AA-MKN</b>	<b>MAC-MKN</b>	<b>% av MKN</b>	<b>Bakgrunds-värden</b>	<b>Haltpåslag &gt;MKN?</b>
<b>Krom</b>	mg/l	0,0021	0,0017	$5,0 \cdot 10^{-6}$	0,0034		0,00007	0,0001	0,0002	
<b>Kvicksilver</b>	mg/l	<0,0001	<0,0001	$2,6 \cdot 10^{-7}$			0,00007	0,38	0,000004	
<b>Nickel</b>	mg/l	0,0040	0,0066	$1,4 \cdot 10^{-5}$		0,004 <sup>1</sup>	0,034	0,35	0,0004	
<b>Uran</b>	mg/l	0,0012	0,0024	$4,8 \cdot 10^{-6}$	0,00017			2,8		
<b>Vanadin</b>	mg/l	0,0057	0,0054	$1,5 \cdot 10^{-5}$					0,0002	
<b>Zink</b>	mg/l	0,01	0,01	$2,4 \cdot 10^{-5}$	0,0055 <sup>1</sup>			0,04	0,002	

<sup>1</sup>Biotillgängligt

Tabell 4.6. Sammanställning av analysvärden, beräknat haltpåslag i Humlebäcken och MKN (HVMFS 2013:19). Om haltpåslaget har beräknats överskrida 4 % av MKN har detta markerats med "Ja" i kolumnen längst t.h. Vid beräkning av "% av MKN" har i första hand AA-MKN använts, i andra hand MAC-MKN och i tredje hand årsmedelvärdet.

<b>Övriga ämnen</b>	<b>Enhet</b>	<b>2014</b>	<b>2015</b>	<b>Haltpåslag Humlebäcken</b>	<b>Årsmedel-värde</b>	<b>AA-MKN</b>	<b>MAC-MKN</b>	<b>% av MKN</b>	<b>Haltpåslag &gt; MKN?</b>
<b>Triclosan</b>	µg/l	5,00	0,50	$7,3 \cdot 10^{-3}$	0,1			7,3	Ja
<b>Tributyltenn (TBT)</b>	ng/l	<1	1,50	$3,3 \cdot 10^{-3}$		0,2	1,5	1,65	
<b>Summa av PBDE 28, 47, 99, 100, 153, 154 (exkl. LOQ<sup>1</sup>)</b>	ng/l	Ej detekterad	3,90	0,01			140	0,01	
<b>Perfluoroktansulfonat (PFOS)</b>	ng/l	55,00	26,90	0,11		0,65	36000	16,6	Ja
<b>Glyfosat</b>	µg/l	0,13	0,03	$2,1 \cdot 10^{-4}$	100			0,0002	
<b>MCPA</b>	µg/l	<0,01	0,25	$3,4 \cdot 10^{-4}$	1			0,03	
<b>Bisfenol A</b>	µg/l	<0,1	2,70	$3,7 \cdot 10^{-3}$	1,6			0,23	
<b>Di-2-etylhexylftalat (DEHP)</b>	µg/l	<0,1	<0,1	0,000365			1,3	0,02	

<sup>1</sup>Limit of detection, d.v.s. lägsta detektionsgräns

#### 4.1.4 Utsläppskrav

Då NSR ännu inte har några utsläppskrav på lakvattnet eftersom de i dagsläget släpper det till ARV, behöver möjliga utsläppskrav uppskattas för att kunna dimensionera behandlingsanläggningar. Enligt Modin<sup>8</sup> är rikt- och gränsvärden för lakvatten ofta högre för lakvatten än för avloppsvatten i miljötillstånden. Detta beror på att det är svårare att rena lakvatten samt att volymen behandlat vatten är väsentligt större i ett ARV än vad lakvattenvolymen är. Med detta resonemang som bakgrund kan det antas vara ett konservativt antagande att NSVA:s gränsvärden för utsläpp till Humlebäcken kan figurera som maximala tillåtna utsläppshalter för N-tot, NH<sub>4</sub>-N och BOD<sub>7</sub> även för lakvattnet. Den beräknade koncentrationen i lakvattnet som skulle vara tillåten om 4 % av MKN för NH<sub>4</sub>-N antas vara acceptabelt, 1,73 mg NH<sub>4</sub>-N/l, är lägre än NSVA:s riktvärde för utgående vatten från ARV. På grund av att NSVA:s riktvärde är högre och med bakgrund av resonemanget ovan väljs NSVA:s riktvärde som bedömt utsläppskrav. För P-tot används beräknad koncentration i lakvattnet som motsvarar 4 % av MKN i Humlebäcken eftersom denna är högre än NSVA:s gränsvärde på 0,3 mg/l. De i tabell 4.7 presenterade ”bedömt utsläppskrav” är vad som har använts för vidare beräkningar i denna rapport. För beräkningar av bidrag till MKN hänvisas till bilaga 4.

*Tabell 4.7. Koncentrationen i lakvattnet som medelvärdet mellan 2014-2016. MKN, möjligt utsläppskrav och den reningseffektivitet som krävs om kravet ska uppfyllas. För N-tot, NH<sub>4</sub>-N och BOD<sub>7</sub> grundar sig ”bedömt utsläppskrav” på NSVA:s gränsvärden för ARV. För P-tot motsvarar ”bedömt utsläppskrav” den halt som lakvattnet max får ha om inte 4 % av MKN ska överskridas. Alla koncentrationer är i enheten mg/l.*

Parameter	Koncentration i lakvattnet	MKN	Bidrag till MKN	Bedömt utsläppskrav	Behov av reningseffektivitet
N-tot	32,5		MKN finns ej	15	54 %
NH <sub>4</sub> -N	25,6	0,11	59 %	3	88 %
P-tot	1,1	0,055	5 %	0,84	21 %
BOD <sub>7</sub>	6,8		MKN finns ej	10	Redan uppnått

Övriga parametrar som vid karakteriseringen överskred 4 % av MKN eller i de fall där bakgrundshalter förekom och MKN överskreds presenteras i tabell 4.8. Reningseffektiviteten som krävs för att dessa parametrar ska underskrida 4 % av MKN alternativt för totalhalten i bäcken att underskrida MKN redovisas även den i tabell 4.8. Enligt avsnitt 4.1.3 överskred koncentrationen av koppar MKN för Humlebäcken, men detta var så pass lite att rening av koppar ej krävs. Koppar har därför utelämnats i tabell 4.8.

<sup>8</sup> Hanna Modin, miljöingenjör, Sweco Environment, Malmö 2017-10-04. *Personlig kommunikation.*

Tabell 4.8. Redovisning av parametrar som vid karakteriseringen överskridit MKN och den reningseffektivitet som krävs för att haltbidraget ska underskrida 4% av MKN i Humlebäcken. Koncentrationen i lakvattnet är medelvärdet från år 2014-2016.

Parameter	Koncentration i lakvattnet	Bidrag till MKN	Behov av reningseffektivitet
<b>Benso(a)pyren</b>	0,0051 µg/l	7,9 %	49 %
<b>As</b>	0,014 mg/l	7,1 %	44 %
<b>Triclosan</b>	2,8µg/l	7,3 %	45 %
<b>PFOS</b>	41 ng/l	16,6 %	76 %

Den sammanlagda bedömningen av innehållet i lakvattnet är att det huvudsakligen bör renas från framförallt kväve och fosfor. Om möjligt bör även rening av arsenik, benso(a)pyren, triclosan samt PFOS ske. Dock kommer rening av de senare nämnda ämnena inte att behandlas i denna rapport. Det vill säga att fokus kommer vara på kväve och fosfor. Detta är vanligt vid rening av lakvatten från små deponier enligt Modin.<sup>9</sup>

## 4.2 Reningsmetoder

Det finns tre huvudsakliga reningstekniker av lakvatten: biologiska, fysikalisk-kemiska och lakvattenrecirkulering. Nedan presenteras de olika teknikerna mer djupgående. Fokus i denna rapport ligger ej på kemiska och fysikaliska reningstekniker eftersom reningen endast behöver fokusera på rening av kväve och fosfor, varför sådana metoder endast presenteras kortfattat.

*I detta avsnitt beskrivs först biologin bakom kväve- och fosforavskiljning. Vidare presenteras biologiska reningstekniker, följt av transport av lakvatten samt fysikalisk-kemiska metoder. Slutligen redogörs kort för nya tekniker för lakvattenrening.*

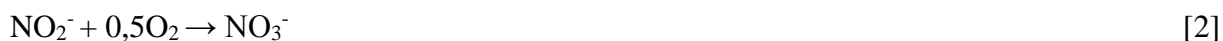
### **Kväveavskiljning**

Biologisk oxidation av kväve beskrivs av Halling-Sørensen och Jørgensen (1993) och grundar sig på två biokemiska reaktioner i cellerna hos vissa bakterier: nitrifikation och denitrifikation. Sammanfattningsvis oxideras ammonium till nitrat och nitrit och vidare till kvävgas eller dikväveoxid. När kvävet omvandlats till kvävgas kan det inte längre bidra till tillväxt eftersom det är biologiskt inert, vilket minskar risken för övergödning.

Nitrifikation sker i närvaro av syre med hjälp av autotrofa bakterier, vilka använder koldioxid som kolkälla. Det första steget [1] utförs av ammoniumoxiderande bakterier och ett antal andra bakteriesläkten. Det andra steget [2] utförs av nitritoxiderande bakterier. Dessa bakterier växer långsamt och har ett temperaturoptimum mellan 15 och 35°C. Under 15°C minskar nitrifikationen drastiskt.



<sup>9</sup> Hanna Modin, miljöingenjör, Sweco Environment, Malmö 2017-11-08. *Personlig kommunikation.*



Aerob biologisk behandling kan ske antingen i system där mikroorganismerna växer fritt i vattnet eller växande på en fast yta. I det senare fallet kan nitrifikation ske både i biofilmen och i den fria vattenmassan. När mikroorganismerna växer fritt i vattnet är utmaningen att behålla dem när lakvattnet töms ur reaktorn eller på annat sätt flödar ut ur systemet (Gao *et al.*, 2015).

Denitrifikation sker i anaeroba förhållanden av heterotrofa bakterier, det vill säga bakterier som använder organiskt kol som kolkälla. Processen kan utföras av över 2000 olika arter och sker enligt reaktion [3]. Vissa av dem kan utföra denitrifikation även i närvaro av syre och vissa är autotrofa. Processen kan även stanna av med växthusgasen lustgas,  $\text{N}_2\text{O}$ , som slutprodukt. Vilken slutprodukten från denitrifikationen blir beror på vilka arter som utför processen, som i sin tur beror på biotiska och abiotiska förhållanden, till exempel närvaron av syre (Halling-Sørensen & Jørgensen, 1993).



Under nitrifikationen förbrukas alkalinitet, men fås delvis tillbaka vid denitrifikationen; ungefär hälften av den förbrukade massan alkalinitet (uttryckt som  $\text{CaCO}_3$ ) fås tillbaka. När alkaliniteten sjunker finns risken att pH-värdet inte kan bibehållas, vilket kan hämma processen; sjunker pH under 6,8 minskar nitrifikationen drastiskt. Optimalt pH-värde för nitrifikation är mellan pH 7,5-8,0. Om pH riskerar att sjunka kan alkalinitet i form av till exempel kalk eller lut tillsättas (Metcalf och Eddy, 2004, s. 613 och 619).

### **Fosforavskiljning**

Fosfor förekommer i olika faser när det är löst i vatten: fosfat (kallas även ortofosfat,  $\text{PO}_4^{3-}$ ), organisk fosfor och andra former av oorganisk fosfor. Fosfor kan även vara i icke-löst form i en utfällning tillsammans med metalljoner eller vara adsorberat på fasta partiklar. I våtmarker sker omvandlingar mellan dessa tre former, bland annat genom adsorption, utfällning och växtupptag. Fosfat är den enda formen som kan tas upp av växter; på grund av omvandlingen mellan de olika formerna är fosfor ofta det begränsade ämnet för biologisk tillväxt (Vymasal, 2007; Herat och Vithanage, 2015). I konventionell avloppsbehandling används främst kemisk fällning och i mindre utsträckning även biologisk fosforavskiljning. Kemisk fällning sker vanligen med tillsats av aluminium- eller järnsalter alternativt kalk. Den utfällda fosfor bildar med fällningskemikalierna ett slam som måste tas om hand (de-Bashan och Basan, 2004).

#### **4.2.1 Biologiska behandlingsmetoder**

Biologiska behandlingsmetoder är enligt Townsend (2015) ofta bland de billigare reningsmetoderna och kan ske antingen i aeroba, anaeroba eller anoxa förhållanden. Särskilt lämpliga är de när lakvattnet innehåller en stor andel organiskt material som kan brytas ned av mikroorganismer. Biologiska behandlingsmetoder är enligt Gao *et al.* (2015) effektiva för unga lakvatten med en hög BOD/COD-kvot och hög halt ammonium. När BOD/COD-kvoten  $< 0,2$  sjunker reningseffektiviteten av organiskt material. Däremot är det fortfarande motiverat att använda biologiska metoder om ammoniumhalten är hög. Nackdelen är att vissa ämnen inte alltid kan brytas ned, till exempel xenobiotiska organiska ämnen, humussyror och fulvosyror. Därför menar Gao *et al.* (2015) att biologisk behandling bör kombineras med andra tekniker (fysikalisk-kemiska) för att uppnå erforderlig rening av lakvattnet.

I Avfall Sveriges rapport 2015:01 där lakvattenbehandlingsmetoder i Sverige 2011 sammanställs, visade det sig att tre fjärdedelar av alla anläggningar har luftade dammar som

reningsmetod. 20 % av anläggningarna skickade sitt lakvatten direkt till ARV och drygt hälften renade det delvis lokalt på anläggningen för att senare skicka det vidare till ARV. Mark-växsystem utnyttjades av >50 % av anläggningarna. Ofta används kombinationer av metoder (Avfall Sverige, 2015).

*Nedan redogörs för lågteknologiska metoder samt SBR (satsvis biologisk reaktor), vilket ofta anses var BAT (Avfall Sverige, 2016). Mer komplexa, högteknologiska metoder kommer endast att nämnas, då de inte är aktuella för lakvattnet från Nyvång deponi. Vidare kommer inte kombinationer att redogöras för utan i stället behandlas vid val av lämpliga behandlingsmetoder.*

### **Konstruerad våtmark**

Det finns två huvudsakliga typer av konstruerade våtmarker: antingen används teknik för ytavrinning eller perkolation. Vidare kan olika typer av växter användas (mark- och vattenväxter) och vattennivån regleras för att uppnå önskad reningseffekt. Processen kan designas så att avskiljning av olika typer av ämnen sker, men fokus ligger ofta på kväve (ammonium). Vid höga halter ammonium krävs hög syretillgång i nitrifikationssteget. Då avskiljningen av kväve sker via mikroorganismer är våtmarkens reningseffektivitet temperaturberoende men även salthalt och vattnets hårdhet kan spela roll. Fördelar med denna metod är att energiförbrukningen är låg och det krävs litet underhåll (Naturvårdsverket, 2008b). Vidare pekar Bove *et al.* (2015) på fördelar som låg konstruktionskostnad, låg miljöpåverkan och hög reningseffektivitet avseende föroreningar. En nackdel är det stora ytbehovet.

En konstruerad våtmark med ytavrinning (d.v.s. öppen vattenyta) tillåter partiklar att sedimentera och fällas ut i sedimentet, näringsämnen att tas upp av både växter och mikroorganismer, nitrifikation och denitrifikation att ske samt nedbrytning av organiskt material. BOD och COD kan således reduceras med 80–100 % och totalkväve och totalfosfor med ca 50 %. Om vattennivån varierar så att både torra och våta partier uppstår kan reningseffektiviteten för kväve och fosfor dubbleras. Konstruerade våtmarker som bygger på perkolation (d.v.s. markflöde), antingen med vertikalt eller horisontellt flöde, kan ge liknande reningseffektivitet av BOD och COD som vid öppen vattenyta. Kväve- och fosforavskiljningen är generellt lägre, men kan höjas om vattennivån fluktuerar (Verhoeven och Meuleman, 1999). Ehring och Robinson (2010) menar däremot att markflöde ofta är mest effektivt för rening av lakvatten men att fullständig avskiljning av kväve och fosfor sällan sker.

Vohla *et al.* (2010) visade att i en våtmark med horisontellt flöde genom en markbädd av sand minskade upptaget av fosfor efter 5-6 år. Fisher och Acreman (2004) granskades ett stort antal studier om näringsretention i våtmarken med avseende på huruvida koncentrationen fosfor och kväve minskade eller ökade efter behandling i våtmark. Det visade sig att i 80 % av fallen skedde en avskiljning av kväve och i 84 % av fallen en avskiljning av fosfor. Kväveavskiljningen varierade mellan 1 och 100 % och fosforavskiljningen mellan 5 och 100 %. I de fall halterna *ökade* var halten i utgående vatten två eller tre gånger så högt som i ingående vatten. Näringsavskiljning i våtmarker påverkades mest av syrehalten i sedimenten.

Cerne *et al.* (2007) undersökte olika lakvattenbehandlingsmetoder i Sverige. En av dem var kombinationen luftad damm, SBR och rotzon (typ av våtmark) i Isätra, Sala kommun. Efter behandlingen i rotzonen visade det sig att [N-tot], [NH<sub>4</sub>-N] och [COD] ökade efter rotzonsbehandlingen. I Sysavs avfallsanläggning Hedeskoga, Ystad, behandlas lakvattnet med luftad damm, sedimentationsdamm och slutligen i en rotzonsanläggning. I rotzonen är

kväveavskiljningen ca 3 900 kg N/ha/år och önskad reningseffekt uppnås under den varmare delen av året. Mellan september och maj ligger reningseffektiviteten på 40-70 %<sup>10</sup>.

Nynäshamn ARV har en väl fungerande våtmark på 32 ha för kommunalt avloppsvatten som ett slutligt poleringssteg efter ARV. I våtmarken, som består av olika sorters dammar och ytor som översvämmas, sker rening av totalkväve till 71 %, motsvarande 1 000 kg/ha, år. Att våtmarken fungerar så pass bra menar Michael Nilsson<sup>11</sup>, driftchef på Nynäshamn ARV, beror på att våtmarken är dimensionerad på ett bra sätt och sköts om väl.

### **Mark-växsystem**

Vid lakvattenbehandling genom mark-växsystem bevattnas en yta planterad med t.ex. Salix eller gräs. Rening av lakvattnet sker genom växternas upptag och markpartiklarnas sorption. Växterna bör senare skördas och förbrännas då de kan innehålla föroreningar. Genom mark-växsystem renas framförallt kväve, suspenderat material, BOD och COD m.m. Fördelar med ett mark-växsystem är att inget avfall uppstår, de skördade växterna kan ge energi vid förbränning och energiförbrukningen är låg. Nackdelarna är främst risken för igensättning av ledningar, utfällningar av metaller på växterna och risken att förorena mark (Naturvårdsverket, 2008b).

Renhållningsverksföreningen, RVF (numera Avfall Sverige), kom år 2003 ut med en rapport om rening av lakvatten med markbaserade växsystem, där det framgår att metoden kan användas antingen för översilning av befintliga skogsområden eller ångar alternativt för planterade områden med gräs eller energiskog. Mark-växsystem/översilning fanns enligt RVF på 37 anläggningar i Sverige år 2003 och den vanligaste grödan var Salix. Enligt RVF är det mest problematiska med markbaserade växsystem (dvs. även översilning) svårigheten att ta prov på lakvattnet. Driften på svenska anläggningar fungerade väl och underhåll krävs främst i form av veckovis tillsyn samt vid uppstart och nedstängning för säsongen. Eftersom tillväxten och därmed näringsbehovet är nära noll på vintern krävs någon form av lagringsmöjlighet. Avseende rening av fosfor är systemet snarare begränsat av fosfor, som kan behöva tillföras i form av gödningsmedel efter några år om halten i marken inte är tillräckligt hög (RVF, 2003; Hasselgren, 1992). Kväverening sker när systemet dränks och dräneras om vartannat, då möjlighet för både nitrifikation och denitrifikation finns.

En nackdel som nämns av Jones *et al.* (2006) är att avskiljning av Na<sup>+</sup> och Cl<sup>-</sup> inte fungerar särskilt väl. Kostnadsmässigt anser de dock att ett mark-växsystem är motiverat. Vidare rapporterar Avfall Sverige (2011) att mark-växsystem fungerar bra men att det finns mer att utveckla kring styrning av belastningen på systemet. Bevattning av energigrödor fungerar bra i svenska behandlingsanläggningar avseende näringsavskiljning och avdunstning. Skador på växterna har emellertid rapporterats. Vidare menar Jones *et al.* (2006) att filtrering och avskiljning av kväve, fosfor och kalium fungerar bra. Dessutom kan en tillräcklig avskiljning av tungmetaller ske.

Thörneby *et al.* (2006) har undersökt lakvattenhanteringen vid Moskogen deponi i Kalmar, där behandlingsmetoden bestod av tre dammar, varav en var luftad, och ett mark-växsystem. Marken var en före detta åker som nu var bevuxen med gräs. Vid sidan av den befintliga anläggningen anlades en testyta på 400 m<sup>2</sup> för droppbevattning med lakvatten. Fosfor bands i

---

<sup>10</sup> Linn Malmquist, miljöingenjör, Sysav, e-mail, 2017-11-2. *Personlig kommunikation.*

<sup>11</sup> Michael Nilsson, driftchef VA, Nynäshamn ARV, telefonintervju, 2017-11-28. *Personlig kommunikation.*

marken vid bevattningen och kväve reducerades till nästan 100 % i mark-växtsystemet. Thörneby *et al.* framhåller vikten av någon form av förbehandling vid lakvattenbehandling med mark-växtsystem. Detta då för hög halt organiskt material i lakvattnet kan orsaka anaeroba förhållanden vid bevattningen. Därför är en förbehandling innan bevattningen motiverat för att reducera BOD; till exempel genom luftning och sedimentation. Ytterligare anledning att förbehandla innan bevattning är att järn- och manganhalter i lakvattnet kan orsaka skador på växter, vilket kan reduceras om förbehandling sker.

### **Översilning**

Naturvårdsverket beskriver i rapporten *Lakvatten från deponier* (2008b) behandlingsmetoden översilning som en metod där lakvattnen sprids ut över en bevuxen, sluttande yta med låg permeabilitet för att sedan samlas upp så att det inte perkolerar ner till grundvattnet. Metoden används antingen som ett förberedande steg innan en våtmark för att öka nitrifikationen eller som ett sista steg innan utsläpp till recipient. Metoden visade sig inte vara effektiv för avskiljning av organiskt material (Stråe, 2000). Översilning gynnar däremot nitrifikationen då lakvattnet blir luftat vid spridningen över ytan. En icke-kontinuerlig tillsats av lakvatten till ytan gynnar också nitrifikationen, likaså om uppehållstiden minskar vilket gör att mängden löst syre ökar (Li *et al.*, 2014; Stråe, 2000). Ammoniumavskiljning sker i flera steg: först genom adsorption till markpartiklar, sedan nitrifikation när ytan torkar och slutligen avsköljning av bildat nitrat när nästa översilning sker. Nitrifikationen sker i biofilmen som bildas i rotzonen, varför stor yta i form av rötter bör eftersträvas (Kruzic & Schroeder, 1990). Denitrifikation kan ske i nästkommande reningssteg alternativt om syrefria zoner förekommer i djupare jordlager (Zirschky *et al.*, 1989; Stråe, 2000).

Vid analys av mark-växtsystem, översilning och våtmarker pekade Cerne *et al.* (2007) på fördelarna med återförsl av näringsämnen till marken och att en bra rening avseende tungmetaller och organiska föreningar kan ske. Nackdelarna med sådana system är behovet av stora ytor och att man förorenar ett stort område. Om marken blir mättad kan vid försurning metaller frigöras från området. Avseende temperaturberoende, driftproblem, kemikalietillsats, produktion av avfall, skörd av växter och ytbehov gäller så gott som samma förutsättningar som för mark-växtsystem.

### **Markbädd/sandfilter**

Reningsmetoden *markbädd* beskrivs i rapporten *Lakvatten från deponier* (Naturvårdsverket, 2008b). Metoden innebär att lakvatten filtreras genom en anlagd markbädd av sand, som antingen är täckt av singel och jord (stängd) eller endast singel (öppen). Tillsatsen av lakvatten sker genom spridning jämt fördelat över bädden. Markbädd gynnar avskiljning av kväve, partiklar och metaller men används sällan som ensam reningsmetod. Nitrifikation sker i den översta delen av sandbädden och denitrifikation i den djupare delen. Metaller reduceras genom bindning till materialet och bildning av svårlösliga fällningar. Markbädden kan i stället för sand bestå av torv eller bark. Denna metod är en blandning mellan fysikalisk- och biologisk rening och används som ett förberedande steg innan annan biologisk behandling som till exempel översilning eller konstruerad våtmark (Hoyer och Persson, 2006).

En högre reningseffektivitet avseende kväve och fosfor kan uppnås om markbädden planteras med växter, likt en våtmark (Jing *et al.*, 2001; Fraser *et al.*, 2004; Picard *et al.*, 2005). Avfall Sverige (2010) menar att sandfilter renar partikelbundna metaller bra men inte lika bra för icke partikelbundna metaller.

### **Aktivt slam**

En aktivt slam-process kan användas för avskiljning av bland annat BOD, kväve och fosfor (Grey, 2012). Aktivt slam är enligt Ehring och Robinson (2010) den vanligaste metoden för behandling av kommunalt avloppsvatten idag. Metoden innebär att vattnet behandlas i en reaktor fylld med bakterier (s.k. aktivt slam), som växer i flockar. Efter denna separeras slam och vatten, vanligtvis via sedimentation, varefter slammet förs tillbaka till tanken. Många olika processkonfigurationer finns dock (Metcalf och Eddy, 2004, s. 661-663). Slamåterförsel resulterar i en ökad biomassa, vilket gör att ett högt flöde kan hållas. Slamåldern, uppehållstiden för bakterierna i tanken, blir alltså högre än uppehållstiden för vattnet.

*Nedan följer beskrivning av två varianter av aktiv slam-processer: luftade dammar och SBR. Då dessa två är tillämpningar som är vanliga vid lakvattenbehandling redogörs inte vidare för aktiv slam-processen på det sätt som den är utformad vid avloppsvattenrening.*

### **Luftade dammar**

Luftade dammar är en metod där lakvattnet behandlas i dammar för avskiljning av kväve och BOD och är en av de vanligaste reningsmetoderna i Sverige (Naturvårdsverket, 2008). Dammarna kan delas upp i olika zoner för att gynna nitrifikation, denitrifikation och sedimentation. Metoden kräver underhåll i form av reglering av hydraulisk uppehållstid (HRT), luftning och eventuell tillsats av fosfor- och kolkälla för att skapa optimala tillväxtförhållanden för bakterierna. Kolkälla behövs för att denitrifikation ska kunna ske, se ”Kväveavskiljning” i avsnitt 4.2, om inte tillräcklig kolkälla redan finns i lakvattnet. Processen är temperaturberoende och extra lagringsutrymme kan därför behövas under tider på året då temperaturen är för låg. Risker med luftade dammar är bland annat igensättning av luftare, algblomning och anaeroba förhållanden vid botten med luktproblem som följd (Naturvårdsverket, 2008b). Avfall Sverige (2011) framhåller även risken för ammoniakavdrivning vid behandling i luftade dammar. NH<sub>3</sub>-avdrivning är temperatur och pH-beroende men anses i rapporten ändå inte som ett stort problem. Ytterligare en risk med luftning är att metaller som varit bundna till sulfider och hade sedimenterat vid anaerob miljö, frigörs när miljön blir syresatt (Cerne *et al.*, 2007).

Avfall Sverige (2016) utredde uppstart och drift för fyra anläggningar i Sverige och menar att metoden är kostnadseffektiv, särskilt när anläggningens lokala förutsättningar kan beaktas. Fosfor- och kolkälletillsats kan dock påverka kostnadsläget. Ytterligare slutsatser som drogs var att om en slutlig rening i en våtmark sker kan denna användas för att reducera förhöjda kvävehalter vid driftproblem. Vidare kan driftsäsongen förlängas om vattnet värms upp, till exempel med hjälp av deponigas. Om tillräcklig mängd deponigas, med tillräckligt hög metanhalt, produceras vid deponin kan uppvärmning av dammen ske via förbränning av gasen. Detta kan vara ett kostnadseffektivt sätt att värma upp dammen.

### **SBR – satsvis biologisk reaktor**

Ehring och Robinson (2010) menar att SBR är en vidareutveckling av aktivt-slamprocessen och är mer resistent mot höga halter ammonium och passar lakvatten som innehåller mer svårnedbrytbart organiskt material. Metoden beskrivs i Naturvårdsverkets rapport *Lakvatten från deponier* (2008b) och bygger på aktivt slam och sker i en enda stor bassäng. Nitrifikation, denitrifikation och sedimentation sker i bassängen men ej samtidigt, varvid tillsats av luft, pH-reglerande ämnen samt fosfor- och kolkälla ofta sker. Hög avskiljning av ammonium, BOD, COD och organiska föroreningar kan uppnås. Utformas reaktorn för att klara lägre temperaturer krävs en större reaktorvolym (ATV-DVWK, 2000). Cerne *et al.* (2007) utvärderade behandlingsmetoder för lakvatten som används i Sverige och menar att avseende luftade dammar, SBR och SBR-liknande processer är ”effekten bäst i SBR eller liknande system”.

Vidare kan en avskiljning av NH<sub>4</sub>-N på 99,7 % uppnås. Övriga kväveföreningar uppnådde också hög avskiljning i studien. Dessutom menar Sweco (2013) att organiska ämnen avskiljs bättre i SBR än i våtmarker.

Om uppvärmning av reaktorn sker under vinterhalvåret kan processen fortsätta även då, men ofta krävs ändå en utjämningsdamm för att kunna utjämna flödestoppar. Ett alternativ är att använda sig av flera reaktorer, vilket gör systemet mer flexibelt för variationer i flöde. Nackdelar med metoden är bland annat att igensättning av teknik och slamflykt samt regler- och elfel (Naturvårdsverket, 2008b). Fördelar är enligt Bove *et al.* (2015) att en stor tank ofta används vilket leder till lång HRT, ett motståndskraftigt system, effektiv luftning och flexibilitet. Vidare kan tekniken appliceras antingen i tankar eller i dammar. Fördelarna är fler med ett tank-baserat system då kontroll av temperaturen ökar och likaså energieffektiviteten. Författarna framhåller dock att det kan vara aktuellt med ett slutligt poleringssteg för det behandlade vattnet, till exempel genom att låta vattnet gå genom en vassbädd eller flotationstank. Ytterligare poleringsmetoder är sandfilter och skivfilter som kan kombineras med kemisk fällning om vattnet ska renas från fosfor<sup>12</sup>.

### **Högteknologiska biologiska metoder**

Så gott som alla tekniker som används i ARV idag kan anpassas för lakvattenrening. Aktivt slam-processen är bland den vanligaste metoden för avloppsvattenrening men har vissa nackdelar vid lakvattenrening (se ovan). Flera olika aeroba metoder beskrivs av Torretta *et al.* (2017), bland annat moving bed biofilm reactor. I denna används bärare för att öka ytan på vilken biofilm kan växa. För att hålla bärarna flytande och biofilmen syresatt måste reaktorn luftas, vilket gör att energiåtgången är hög. En fördel med att använda bärare är att tankvolymen kan vara mindre, eftersom bakterierna inte riskerar att spolats ut vid högre flöden (Rusten *et al.*, 2006). Avfall Sverige (2011) rapporterar att bärare kan öka nitrifikationen vid biologisk lakvattenbehandling. Ett alternativ till aktivt slam-processen är rotating biological contactor, som består av flera stora roterande diskar där biofilmen kan växa. Ytterligare en metod är biobädd, som endast används för äldre lakvatten och går ut på att luftning av en bädd med plastmaterial eller sten sker, var en biofilm kan växa. Idag används oftast plastmaterial då de har en större specifik yta än sten<sup>13</sup>. Torretta *et al.* (2017) redogör även för fluidized bed bioreactor, som består av fixa bäddar av sand, som luftas av en uppåtgående ström. I en membranbioreaktor kombineras aktivt slam och membranseparation.

Anammoxreaktionen, anaerob ammonium oxidation, är en relativt ny teknik och utförs av autotrofa bakterier. Metoden sker alltid i kombination med nitrifikation (oxidation av ammonium till nitrit) och används lämpligen för ammoniumrika lakvatten (Gao *et al.*, 2015). Anammoxreaktionen kan utföras i olika former av reaktorer, många nämnda ovan, till exempel SBR, upflow anaerobic sludge blanket, continuously stirred tank reactor, hybrid bio reactor och fixed bed reactor. Utöver högt ammoniuminnehåll passar metoden bra vid låga C/N-kvoter, som ofta förekommer i lakvatten. En nackdel är att anammoxbakterierna har en lång dubblingstid, vilket ställer krav på en hög slamålder (Bove *et al.*, 2015). Dessutom kräver processen ofta högre temperaturer för att fungera bra (Torretta *et al.*, 2017).

Pulveriserat aktivt kol kan användas för att förbättra effekten av biologisk rening (nitrifiering) och för att adsorbera organiska ämnen (Aktas och Çeçen, 2001). Uygur och Kargi (2004)

---

<sup>12</sup> Christoffer Wärff, processingenjör, Sweco Environment, Malmö 2017-11-05. *Personlig kommunikation..*

<sup>13</sup> Christoffer Wärff, processingenjör, Sweco Environment, Malmö 2017-11-05. *Personlig kommunikation..*

använde denna teknik för att rena lakvatten från icke nedbrytbara organiska ämnen. Dessutom förbättrades rening av COD, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> och PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> i lakvattnet väsentligt vid tillsats i en SBR.

### Sammanställning av biologiska tekniker

I detta kapitel sammanställs de biologiska teknikernas för- och nackdelar (tabell 4.9) och dess ytterligare reningsbehov (tabell 4.10). Vidare jämförs teknikerna genom att placeras på skalor (figur 4.2). Tekniker presenterade under avsnitt "Högteknologiska biologiska metoder" inkluderas ej.

Tabell 4.9. Sammanställning av för- och nackdelar för de olika reningsmetoderna som presenterats i kapitel 4.2.1. Dessutom förtydligas för vilken typ av lakvatten som metoden passar bäst (vilka ämnen som renas). I alla biologiska reningsmetoder finns risk att N<sub>2</sub>O släpps ut om syre förekommer vid denitrifikationen och att NH<sub>3</sub> avdrivs vid höga pH. Dessa nackdelar har därför inte inkluderats i tabellen. Källa, om inte annat anges: Avfall Sverige (2012a) och kapitel 4.2.1.

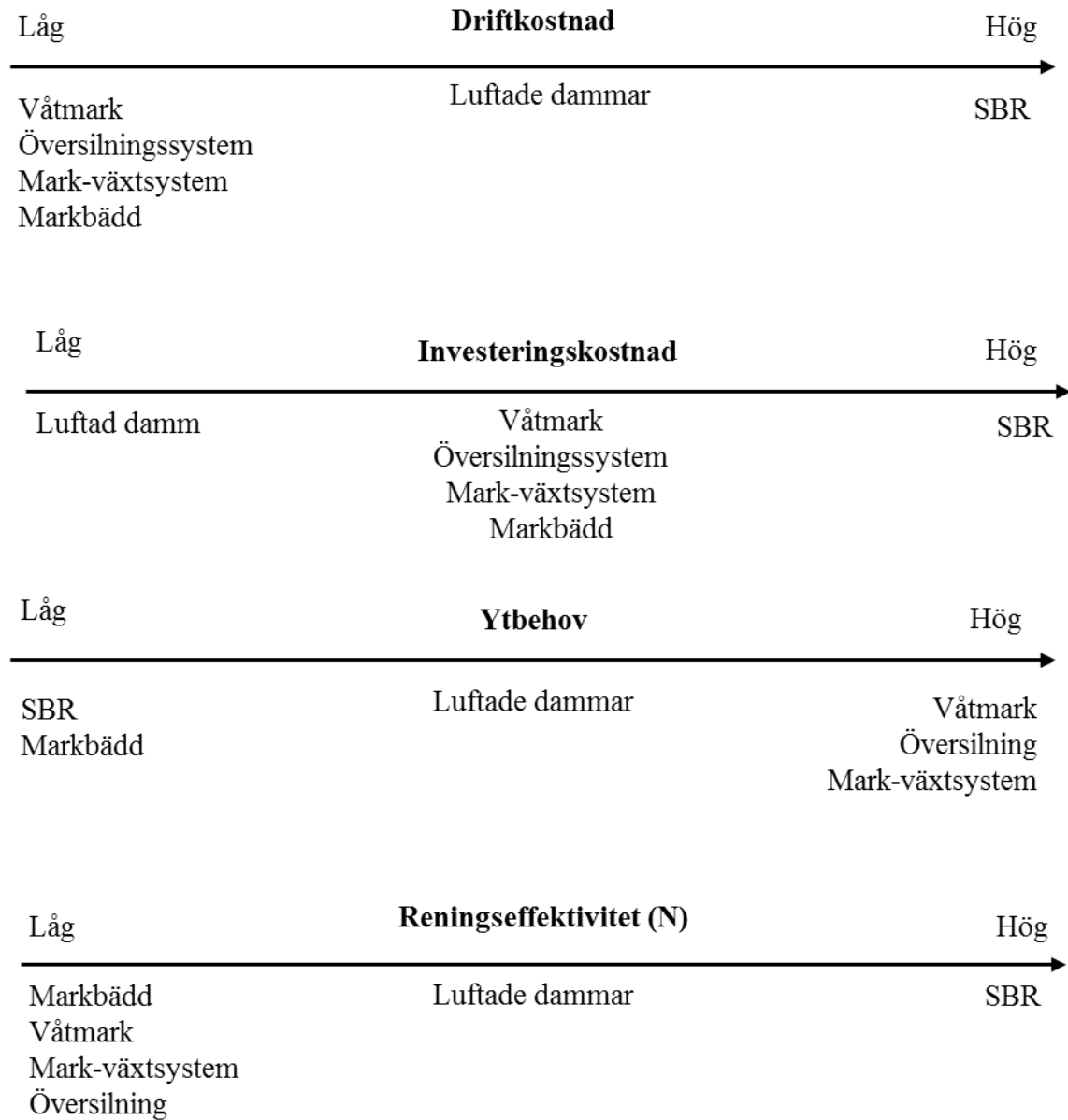
Metod	Fördelar	Nackdelar	Passar
<b>Konstruerad våtmark</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>+ Lågt driftbehov och -kostnader</li> <li>+ Låg miljöpåverkan</li> <li>+ Inget kemikaliebehov</li> <li>+ Inget avfall produceras</li> <li>+ Näringsåterförsel till mark</li> <li>+ Lågt energibehov</li> <li>+ Enkelt system</li> <li>+ Naturligt system: ökar biologisk mångfald</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Kräver stor yta</li> <li>- Temperaturberoende, dvs. kräver vinterlagring eller isolering</li> <li>- Ej fullständig avskiljning av N, P</li> <li>- Osäker reningseffektivitet</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Nitrifikation</li> <li>Avskiljning av BOD, COD, metaller</li> <li>Minska suspenderat material</li> <li>Minskar delvis P och NO<sub>3</sub></li> </ul>
<b>Mark-växsystem</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>+ Lågt driftbehov</li> <li>+ Inget kemikaliebehov</li> <li>+ Inget avfall produceras</li> <li>+ Om energigröda bevattnas: energiutvinning</li> <li>+ Näringsåterförsel till mark</li> <li>+ Lågt energibehov</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Kräver stor yta</li> <li>- Temperaturberoende, dvs. kräver vinterlagring</li> <li>- Risk för markförorening</li> <li>- Risk för att skada växter</li> <li>- Risk för igensättning av ledningar</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Filtrering och avskiljning av N, P, K, tungmetaller</li> <li>Låga flöden, låg konduktivitet (&lt;1 mS/cm), utspätt lakvatten (Jones <i>et al.</i>, 2006).</li> </ul>

<b>Metod</b>	<b>Fördelar</b>	<b>Nackdelar</b>	<b>Passar</b>
<b>Översilning</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>+ Lågt driftbehov</li> <li>+ Inget kemikaliebehov</li> <li>+ Inget avfall produceras</li> <li>+ Om energigröda: energiutvinning</li> <li>+ Lågt energibehov</li> <li>+ Volymminskning</li> <li>+ Näringsåterförsel till mark</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Kräver stor yta</li> <li>- Temperaturberoende, dvs. kräver vinterlagring</li> <li>- Risk för markförorening</li> <li>- Risk för att skada växter</li> <li>- Risk för igensättning av ledningar</li> <li>- Rekommenderas ej som ensam metod</li> </ul>	Filtrering och avskiljning av N, P, K, tungmetaller, låga flöden, låg konduktivitet (<1 mS/cm)/utspätt lakvatten (Jones <i>et al.</i> , 2006).
<b>Markbädd</b>		<ul style="list-style-type: none"> <li>- Rekommenderas ej som ensamt reningssteg</li> <li>- Fungerar bättre om den är fylld med växter (se våtmark)</li> </ul>	Avskiljning av BOD, metaller och till viss del NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N.
<b>Luftade dammar</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>+ Kostnadseffektiv om hänsyn till lokala förutsättningar tas</li> <li>+ Inget avfall produceras</li> <li>+ Hög reningseffektivitet</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Högt driftbehov</li> <li>- Temperaturberoende, dvs. kräver vinterlagring eller uppvärmning</li> <li>- Risk för igensättning av luftare</li> <li>- Kan kräva ytterligare rening</li> <li>- Kan kräva kolkälle- och fosfortillsats</li> </ul>	T > 15°C, Nitrifikation, denitrifikation  Nedbrytning av BOD
<b>SBR</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>+ Hög reningseffektivitet</li> <li>+ Motståndskraftigt system</li> <li>+ Automatiserad</li> <li>+ Kan drivas året runt</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Högt driftbehov</li> <li>- Höga drifts- och investeringskostnader</li> <li>- Högt energibehov</li> <li>- Temperaturberoende</li> <li>- Utjämningsdamm krävs</li> <li>- Kan kräva fosfor- eller kolkälletillsats</li> </ul>	Nitrifikation, Denitrifikation,  Passar för högt COD och NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ,  Reducerar metaller, BOD, COD, N

Tabell 4.10. Behandlingsmetodernas behov av kompletterande behandling enligt Avfall Sveriges deponihandbok (2012a).

<b>Behandlingsmetod</b>	<b>Behov av kompletterande behandling</b>
<b>Konstruerad våtmark</b>	Omfattande
<b>Översilning</b>	Viss
<b>Sandfilterbädd</b>	Omfattande
<b>Luftad damm</b>	Omfattande
<b>SBR</b>	Viss

I figur 4.2 jämförs de olika biologiska teknikernas kostnader, reningseffektivitet och ytbehov på skalor baserat på Avfall Sverige (2012a) samt avsnitt 4.2.1. Av skalorna framgår att de lågteknologiska metoderna så gott som följer samma slags mönster. Intressant att notera är att luftade dammar kan ge en förhållandevis hög avskiljning av kväve (dock endast nitrifikation) jämfört med de mer lågteknologiska metoderna.



*Figur 4.2. Metoderna har graderats i skalor över driftskostnad, investeringskostnad, ytbehov och reningseffektivitet för N. Placeringarna grundar sig på avsnitt 4.2.1 samt Avfall Sverige (2012a).*

#### 4.2.2 Transport av lakvatten

Transport av lakvatten kan innebära antingen utsläpp direkt till ARV eller återförsl till deponin; lakvattenrecirkulering. Det senare är lämpligast om deponin är ung då det påskyndar stabiliseringen av deponin. För äldre deponier finns det ingen bra anledning till att utföra lakvattenrecirkulering (Townsend *et al.*, 2015). Eftersom Nyvång deponi har varit stängd i 17 år, pH är ca 7,0 och COD-halten < 100 mg/l och sluttäckning har påbörjats kan tolkningen göras att deponin har stabiliserats. Trots att metoden är billig (Gao *et al.*, 2015), kan lakvattenrecirkulering därför inte ses som ett alternativ för Nyvång deponi, varför denna metod inte beskrivs mer. Behandling av lakvatten i ARV beskrivs av Naturvårdsverket (2008b), där fördelar som hög avskiljning av kväve, suspenderat material och organiskt material framhålls. Nackdelar är risken att lakvattnet kan hämma processen och att föroreningar kan anrikas i slammet. Nitrifikationshämmning i lakvatten bör därför undersökas.

#### 4.2.3 Fysikalisk-kemiska behandlingsmetoder

Erling och Robinson (2010) redogör för ett antal olika fysikalisk-kemiska tekniker för rening av lakvatten: ammoniakstrippning, avdunstning, membranfiltrering, utfällning, adsorption och kemisk oxidation. Ytterligare metoder beskrivna i litteraturen är adsorption genom aktivt kol, jonbyte, fentonprocessen, fotokatalysatorer, elektro-koagulation och elektro-oxidation (Torretta *et al.*, 2017). Fysikalisk-kemiska metoder, menar Gao *et al.* (2015) kan användas både ensamt eller som komplement vid biologisk behandling.

#### 4.2.4 Nya reningstekniker

Garbo *et al.* (2017) redogör för ett labb-försök där lakvattenrening utfördes genom bevattning av solrosor, vars frön kan användas för biodrivmedelproduktion. Avskiljning av COD-halten med 50 % fram till blomning kunde uppmätas. Kväve reducerades med 100 % fram till fjärde veckan av försöket, som varade i totalt åtta veckor. Fosforavskiljningen var även den tillräcklig. En annan ny reningsmetod involverar svampar; vissa svampar kan producera enzymer som kan bryta ner organiska föroreningar, vilket skulle kunna utnyttjas vid lakvattenrening. Awasthi *et al.* (2017) visade att COD reducerades med 86 % vid tillsats av svampen *Trichoderma harzianum* till lakvattenbehandling i labb-skala.

Phytoremediering, det vill säga vattenrening med hjälp av mikroalger, redogörs för i en artikel av Pereira *et al.* (2016). Då mikroalger kräver kväve och fosfor för tillväxt är en avskiljning av dessa ämnen i lakvattnet möjligt. Även metaller och organiska föroreningar har visat sig kunna reduceras genom nedbrytning och biomassaproduktion. Pereira *et al.* visade på att ammonium och fosfor renades effektivt men att avskiljningen av nitrat var närmare obefintlig. Risken finns dock att toxiska ämnen i lakvattnet kan påverka algutväxten. Avfall Sverige (2011) rapporterar att lakvattenbehandling med hjälp av alger har gett positiva resultat avseende rening av kväve och fosfor.

Ytterligare en ny behandlingsmetod är mikrobiella bränsleceller som kan producera energi när mikroorganismer bryter ned organiska ämnen. Greenman *et al.* (2009) förklarar att energi produceras och att lakvatten genom mikrobiella bränsleceller kan jämföras med rening via biologiska luftade filter. Utöver organiska ämnen (BOD) skulle komplexa organiska ämnen kunna användas som substrat. Energiproduktionen är proportionell mot BOD-halten, varför metoden lämpar sig för lakvatten med höga BOD-halter.

### 4.3 Lämpliga reningsmetoder

Då lakvattnet på Nyvång deponi enligt karakteriseringen behöver renas från främst kväve och fosfor är biologiska reningsmetoder lämpliga att välja bland. Den metod som branschen menar motsvarar BMT för lakvattenrening är SBR (Avfall Sverige, 2016; Cerne *et al.*, 2007). Fördelen är bland annat att metoden tar en liten yta i anspråk, ger hög reningseffektivitet och kan drivas året om. Att anlägga och sköta en SBR-anläggning är dyrt och kräver dagligen personal på plats på anläggningen (åtminstone kontroll via dator). En sådan lösning förefaller därför inte motsvara NSR:s förutsättningar. Trots detta kommer SBR att väljas som en metod för lakvattenrening i denna utredning på grund av att den anses motsvara BMT. Dessutom kommer metoden antagligen att beröras vid eventuell tillståndsansökan om NSR väljer att utreda lokal lakvattenbehandling vidare.

Om hänsyn ska tas till NSR:s förutsättningar bör istället en lågteknologisk metod som inte kräver mycket drift och underhåll väljas. Valet står då mellan metoderna våtmark, översilning, mark-växsystem, markbädd och luftad damm eller kombinationer av dessa. Våtmarker kan ge väldigt varierat resultat, varför metoden ses som osäker då det är svårt att veta hur stor reningseffektivitet som kommer kunna uppnås; våtmark väljs därför inte som metod för rening. Avseende metoden markbädd visade det sig att det fungerar bättre med växtbaserade system än med bara sand, varför metoden ej väljs. Bevattning av energigrödor, som kan utnyttjas vid val av metoderna översilning eller mark-växsystem, har fördelen att lakvattenmängden minskar genom avdunstning, kvävet tas upp av växterna som sedan kan energiåtervinnas samt att föroreningar fastläggs i marken bland rötterna. Vid korrekt skötsel av anläggningen och optimering av lakvattentillförseln kan goda reningsresultat uppnås, varför översilning väljs som en metod. För att uppnå tillräcklig nitrifikation kombineras översilning med en luftad damm.

För att kunna jämföra valda metoder med nuvarande metod – rening av lakvatten i ARV – väljs just ARV som ”nollalternativ”. Det är dessutom möjligt att rening i ARV kommer att fortsatt vara ett alternativ för NSR i framtiden, varför det är motiverat att utreda eventuella kostnader.

#### 4.3.1 Metod 1: Luftad damm och översilning

Som lämplig behandlingsmetod föreslås luftad damm och översilningsyta med bevattning av energigröda. Nitrifikation kan ske i den luftade dammen och i översilningsytan. Denitrifikation förväntas ske i översilningsytans djupare jordlager om syrefria förhållanden förekommer, vilket det lär göra om intermittent beskickning av lakvatten sker. Någon extra tillsats av kolkälla för denitrifikationen krävs sannolikt inte på grund av att lättnedbrytbart organiskt material kommer att tillföras marken från döda växtdelar. Fosforavskiljning förväntas också ske i översilningsytan: Salixen kommer förmodligen snarare vara begränsat av fosfor.

#### *Luftad damm*

För att åstadkomma tillräcklig nitrifikation föreslås att en luftad damm föregår översilningsytan. För detta krävs gynnsamma förhållanden i dammen, vilket kan skapas via luftning och eventuellt tillsats av fosforsyra. Eftersom nitrifikation i luftade dammar utredda av Avfall Sverige (2016) inte fungerade vid temperaturer under 10°C antas lakvattnet behöva lagras under vinterhalvåret (se bilaga 4).

#### *Översilning*

*I detta avsnitt redogörs för ytterligare parametrar som bör tas hänsyn till vid utformning av en översilningsyta. Om inget annat anges refereras i nedanstående text till RVF (2003).*

Genomsläppligheten, dvs. den hydrauliska konduktiviteten i marken, bör vara "ett par cm/h". Vid lägre genomsläpplighet, till exempel där jordarten är ler, kan genomsläppligheten vara 1-5 mm/h vilket anses för lågt då det kan orsaka syrebrist i marken om den står under vatten en längre tid. Avseende lutning av ytan bör den varken resultera i pölbildning på grund av för liten lutning eller endast ytavrinning på grund av för brant lutning. Optimal lutning ligger inom intervallet 1:10 - 1:30. För att undvika förorenings-spridning bör närliggande vattentäcker ej förekomma, hur nära är ej kvantifierat av RVF, och grundvattenytan ligga minst 1 m under markytan. Markdjupet, d.v.s. jordlagrets djup, bör dessutom vara > 1 m och marken bör inte underlagras av sprickig berggrund.

Vid val av vegetationstyp bör hänsyn tas till växtens vatten-, salt- och kväveupptag. Viktigt är också att växten klarar av att stå i vattensjuk mark. Ytterligare aspekter att ta hänsyn till är växtsäsong och fler- och ettåriga växttyper. Möjliga vegetationstyper är bland annat gräs och löv- och barrträd. Kväveupptaget för träd bedöms vara 100-200 kg N/ha/år, vilket är lägre än för gräs. Lövträd tar upp mer kväve än barrträd. Växtsäsongen varierar mellan 3-6 månader i Sverige och bevattningsmängden mellan 100-1000 mm/år. Salix förefaller enligt RVF vara en fördelaktig växt att bevattna med lakvatten. För att inte överbevattning vid stora regnmängder ska ske kan en regnvakt installeras. Bevattningen kan då automatiskt pausas vid en förutbestämd nederbördsintensitet. Bevattningssystemet kan bestå av antingen markbaserade, slitsade slangar/droppbevattning eller sprinklersystem. Skörd av Salix sker vanligtvis med 3-5 års mellanrum och ej vid blöta markförhållanden.

Hässleholm Miljö, som bland annat bedriver deponiverksamhet för farligt och icke farligt avfall i Vankiva, Hässleholm, behandlar lakvattnet från verksamhetsområdet med SBR. Det finns även möjligheter att leda lakvattnet för bevattning av Salix. Området används framförallt när Salixodlingen behöver mer vatten. Hässleholm Miljö har tillstånd att årligen bevattna Salixodlingen med maximalt 200 kg N/ha och 20 000 m<sup>3</sup>/6 ha. Den maximala tillåtna volymen motsvarar en bevattningsmängd på 330 mm/år och tillståndet gäller bevattning med både renat och orenat lakvatten. Uppnådd reningseffektivitet har inte beräknats men kraven i miljötillståndet uppfylls. Salixodlingen växer inte optimalt enligt Sofie Vessling<sup>14</sup> på Hässleholm Miljö. Anledningen till detta menar Vessling beror på att bevattningen sker med sprinklersystem, vilket gör att lakvattnet vid bevattning hamnar på bladen. En brun hinna på bladen uppstår vilket gör att fotosyntesen inte fungerar optimalt. Företaget planerar därför att prova droppbevattning i stället. En annan orsak kan vara att föroreningsinnehållet, till exempel klorid, i lakvattnet hämmar tillväxten. Ytterligare ett problem som anläggningen har haft är att vildsvin och rådjur har ätit upp plantor. Som skydd mot vilt planerar företaget därför att hägna in odlingen.

#### 4.3.2 Metod 2: SBR

SBR-cykeln består av fyra olika faser: fyllningsfas, reaktionsfas, sedimenteringsfas och dekanteringsfas. Under fyllningen sker konstant omrörning i tanken och eventuellt även luftning. I reaktionsfasen luftas först tanken (nitrifikation) för att sedan röras om (denitrifikation). Slammet låts sedan sedimentera och slutligen kan dekantering ske. Om ingen påfyllning av nytt lakvatten sker går processen in i en vilofas där luftning av slammet sker emellanåt. Cykeltiden kan variera mellan 3-24 h (Ehring och Robinson, 2010). Om

---

<sup>14</sup> Sofie Vessling, miljöingenjör, Hässleholm Miljö, telefonintervju 2017-11-13. *Personlig kommunikation.*

slambortförsel sker, sker det vanligtvis under reaktionsfasen. Eftersom slammet tillåts sedimentera och endast en kontrollerad mängd slam bortförs behöver ingen slamåterförsel ske.

En utjämningsdamm uppströms reaktorn är nödvändig om antalet reaktorer är mindre än fyra stycken samt eventuellt ytterligare en nedströms om utgående ledning begränsar utflödet (Morling, 2013). Vid utformning av en SBR för lakvatten måste enligt Morling (2013) hänsyn tas till total salthalt,  $[Cl^-]$ , alkalinitet, förekomsten av klororganiska föreningar, ooxiderat svavel (t.ex. i form av  $H_2S$ ). Under den aeroba fasen kommer nämligen eventuellt ooxiderat svavel oxideras till  $SO_4^{2-}$ , vilket ställer krav på luftningen. På grund av detta examensarbets begränsningar har hänsyn till ovan nämnda parametrar inte tagits. Detta kan få konsekvensen att beräkningen av luftningsbehovet kan vara underdimensionerat.

Bakteriernas behov avseende temperatur, näringsämnen och syre måste tillgodoses för att kunna uppnå önskad reningseffekt. Optimalt är att hålla en konstant temperatur i tanken, inte för låg, så att bakterierna överlever och kan växa. Uppvärmning av lakvattnet från Nyvång deponi antas ske till  $10^\circ C$  för att SBR:en ska kunna drivas året runt och ingen stor lagringsdamm behöva byggas. Möjliga uppvärmningsalternativ är till exempel fjärrvärme och direktverkande el. Då det är kostsamt att dra fjärrvärmeledning antas direktverkande el vara det rimligaste alternativet, vilket därför används i beräkningarna.

Ytterligare val som krävs vid dimensionering av SBR är typ av kolkälla. Möjliga substrat är bland annat metanol, etanol, Brenntapplus VP1 (ej brandfarlig substans) och restprodukter från etanolproduktion. Ju mer lättillgänglig kolkällan är desto högre kommer processhastigheterna att vara. Nackdelen med en ”bättre” kolkälla är att den är dyrare. Det är emellertid svårt att förutse vad denitrifikationshastigheten kommer att bli (Carlsson och Hallin, 2003).

### **4.3.3 Metod 3: ARV**

Lakvattnet behandlas idag i det kommunala avloppsreningsverket, Nyvångsverket, som drivs av NSVA och ligger ca 300 m från deponin. Verkets utsläppskrav presenterades i avsnitt 2.7.2. Reningen på Nyvångsverket utgörs av inledande grovrening (galler), mekanisk rening (sandfång), kemisk rening (fällning av fosfor), biologisk rening (biobäddar), sedimentation, efterdenitrifikation (aktiv slam-anläggning), sedimentation och slutligen sandfilter. Verket släpper sedan ut vattnet i Humlebäcken. Slammet rötas och bildar biogas som används för att värma verket och rötresten komposteras (NSVA, 2016a).

Nyvångsverket är idag gammalt och slitet, varför det behöver mycket underhåll för att fungera som det ska. Slamflykt, med minskande kväverening som följd, orsakas lätt av flödestoppar. Vidare sker emellanåt maskinella haverier på verket. Någon reovering eller nyinvestering av verket avvaktar NSVA med då de planerar att slå samman Nyvång reningsverk och Ekebro reningsverk i Bjuv. Ansökan om tillstånd för ett nytt, gemensamt reningsverk, Ekevång, skickades in i december 2016. Det planerade reningsverket Ekevång ska ligga i Nyvång, på samma plats som Nyvångsverket finns idag (NSVA, 2016a; 2016b). Om NSVA får tillstånd att bygga Ekevång reningsverk är det möjligt att verket kommer ansöka om Revaq-certifiering. Enligt avsnitt 2.4.2 är nyanslutning av lakvatten till ARV inte tillåtet enligt Revaq. Att lakvattnet inte kan tas emot i ett eventuellt framtida nytt reningsverk i Nyvång är därför ett möjligt scenario.

## 4.4 Dimensionering

Dimensioneringen av de olika behandlingsalternativen grundar sig på data presenterad i tabell 4.11, 4.12 och 4.13. I alla tre metoder används en klimatfaktor för att kompensera för den ökade lakvattenmängden orsakad av ökad nederbörd på grund av klimatförändringarna. Klimatfaktorn som används var 1,2, det vill säga nederbörden förväntas öka med 20 % (se avsnitt 4.1.2). Utgående utsläppskrav redovisades för i tabell 4.7 men presenteras för tydlighetens skull igen i tabell 4.13.

Flödet i tabell 4.11 grundar sig på avläsningar från flödesmätaren, vilket gjorts av NSR 1-5 gånger i månaden under 2013-2014. Ett dygnsflöde har beräknats av dessa data och sedan har ett medelvärde för varje månad gjorts. Medelvärdena för respektive månad under 2013 och 2014 har sedan använts för att beräkna ett slutligt medelvärde, vilket presenteras i tabell 4.11.

*Tabell 4.11. Variation i lakvattenflöde från Nyvång deponi (månadsmedelvärden år 2013-2014) med klimatfaktorn 1,2 inkluderat och temperatur (medelvärden år 2013-2017) hos lakvattnet.*

<b>Månad</b>	<b>Flöde</b> m <sup>3</sup> /d	<b>Flöde med klimatfaktor</b> m <sup>3</sup> /d	<b>Temperatur</b> °C
<b>Jan</b>	106	127	5,6
<b>Feb</b>	114	137	8,1
<b>Mar</b>	95	114	9,3
<b>Apr</b>	61	73	10,2
<b>Maj</b>	59	71	13,0
<b>Jun</b>	50	60	16,3
<b>Jul</b>	37	44	17,0
<b>Aug</b>	61	73	15,7
<b>Sep</b>	37	44	13,4
<b>Okt</b>	51	61	13,5
<b>Nov</b>	37	44	7,7
<b>Dec</b>	79	95	7,3

De dimensionerande koncentrationerna presenteras i tabell 4.12. Dessa grundar sig på tabell 4.3, där medelvärdet av två stickprov som togs i november 2014 och två stickprov som togs i juni 2015 redovisades. Halterna i tabell 4.12 är alltså medelvärdet av fyra stickprov. Beräkningen av den totala lakvattenvolymen ( $V_{\text{lakvatten}}$ ) redogjordes för i avsnitt 4.1.2.

Tabell 4.12. Koncentrationer i lakvattnet från Nyvång deponi (medelvärde år 2014-2016) samt lakvattenvolymen per år. Dessa utgör dimensionerande parametrar vid vidare beräkningar.

Parameter	Värde	Enhet
<b>BOD<sub>7</sub></b>	6,8	mg/l
<b>COD<sub>Mn</sub></b>	33,4	mg/l
<b>NH<sub>4</sub>-N</b>	25,6	mg/l
<b>N-tot</b>	32,5	mg/l
<b>P-tot</b>	1,2	mg/l
<b>Alkalinitet</b>	1475	mg HCO <sub>3</sub> /l
<b>V<sub>lakvatten</sub></b>	30 360	m <sup>3</sup> /år

Tabell 4.13. Bedömda utsläppskrav (se avsnitt 4.1.4) för närsalter och organiskt material för Nyvång deponi.

Parameter	Bedömt utsläppskrav (mg/l)
<b>N-tot</b>	15
<b>NH<sub>4</sub>-N</b>	3
<b>P-tot</b>	0,84
<b>BOD<sub>7</sub></b>	10

#### 4.4.1 Metod 1: Luftad damm och översilning

Lagring av lakvatten antas behöva ske när temperaturen understiger 10°C. Den lagrade lakvattenvolymen antas sedan kunna behandlas jämt utspridd under anläggningens driftsperiod (april-oktober). Medelvärde av dimensionerande flöde är  $Q_{dim} = 164 \text{ m}^3/\text{d}$  och det maximala flödet till dammen  $Q_{maxdim} = 177 \text{ m}^3/\text{d}$ , se tabell 8.8.  $Q_{maxdim}$  har använts vid dimensionering av den luftade dammen eftersom maximalt flöde måste få plats i dammen även när den är som fullast i mars. För dimensionering av översilningsytan har inte maxflöde använts eftersom bevattningsmängden inte är helt fastställd och därför kan anses aningen flexibel. Uppskattad framtida lakvattenmängd multiplicerad med klimatfaktor,  $30\,360 \text{ m}^3/\text{år}$  har därför använts. För extrema skyfall föreslås att bräddning till recipienten sker. Detta tillåter dock inte nuvarande miljötillstånd, varför frågan om bräddning måste lyftas inför eventuell ansökan om nytt miljötillstånd i framtiden. Nedan presenteras vissa beräkningar kortfattat. För fullständiga beräkningar, se bilaga 4.

### **Luftad damm**

En hydraulisk uppehållstid på 10 dagar kan enligt Swecos erfarenhet (Barkander och Norin, 2013) fungera som riktvärde vid dimensionering av en nitrifikationsdamm. Volymen av den luftade dammen beräknades till 1 800 m<sup>3</sup>.

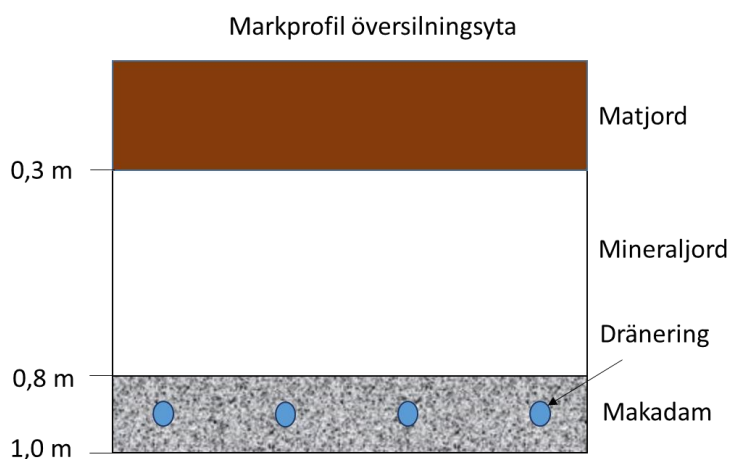
Enligt Rennerfelt (1999) kan en 75 %-ig reningseffektivitet av NH<sub>4</sub> ske i en biologisk kväverenningsprocess för avloppsvatten. Lika stor reningseffektivitet beräknas NSR:s luftade dammar för lakvattenrening på Filborna avfallsanläggning kunna uppnå (Barkander och Norin, 2013). 75 % reningseffektivitet används därför vid dimensioneringen av den luftade dammen. Om 75 %-ig rening av NH<sub>4</sub>-N antas ske i dammen kommer utgående halter vara [NH<sub>4</sub>-N] = 6,4 mg/l och [N-tot] = max 13,3 mg/l. Det vill säga, ytterligare rening av NH<sub>4</sub>-N krävs om kravet på 3 mg/l ska uppfyllas. N-tot reduceras tillräckligt; utsläppskravet bedömdes till 15 mg/l. Nettosyrebehovet i luftningsdammen beräknades enligt bilaga 4 till 0,51 kg O<sub>2</sub>/h och bruttosyrebehovet till 0,95 kg O<sub>2</sub>/h.

### **Säsongslagringsdamm**

Lagringsbehovet av lakvatten är mellan oktober och mars, se tabell 4.11. Vattenvolymen under denna period är 21 500 m<sup>3</sup> (se beräkningar i bilaga 4). Om det antas att även den luftade dammen kan utgöra lagringsvolym kan säsongslagringsdammen ha en volym på 19 800 m<sup>3</sup>.

### **Översilningsyta**

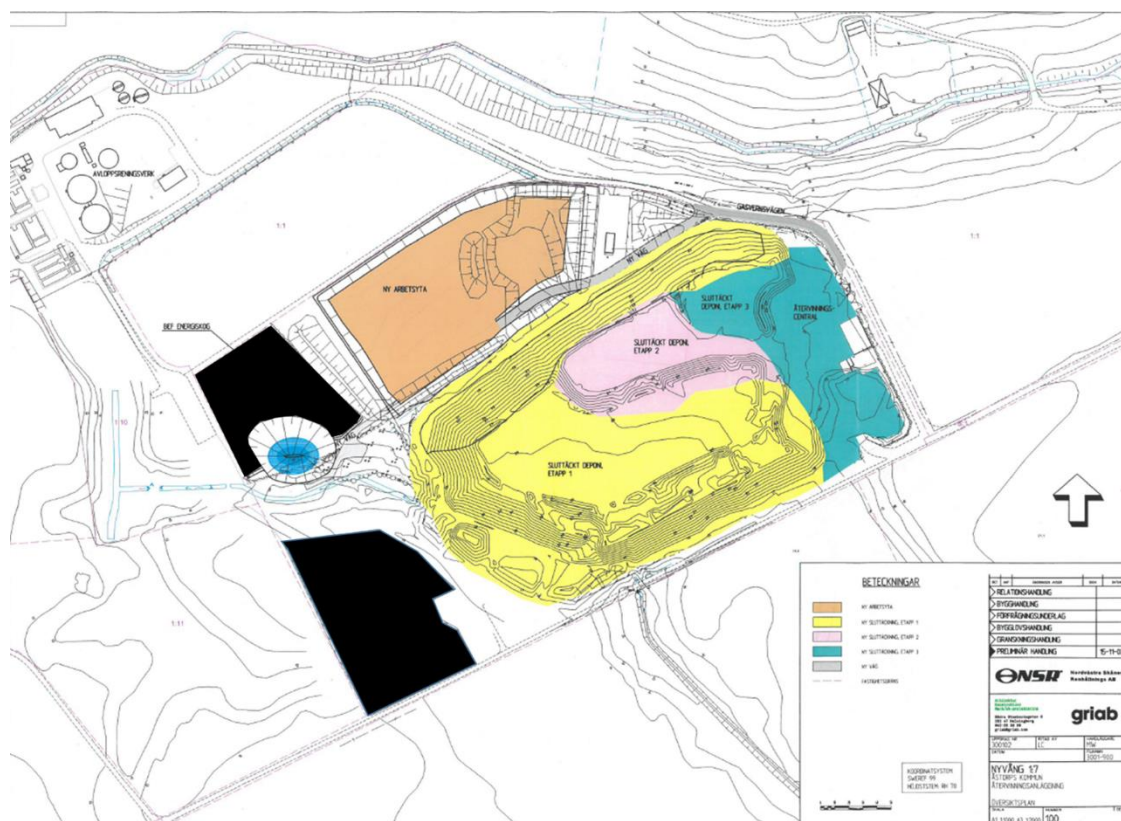
Total nödvändig bevattningsyta beräknas enligt RVF (2003) för att kunna avgöra om befintlig anläggning är tillräcklig och vilken yta som annars hade varit nödvändig att anlägga. Salix förefaller enligt resonemanget i 4.3.1 vara en lämplig gröda att plantera på ytan. Att Humlebäcken rinner ca 300 m från den aktuella platsen bedöms inte utgöra någon risk ur förorenings-spridningssynpunkt med tanke på att översilningsytan och grundvattennivån inte lutar i riktning mot bäcken. Grundvattennivån understiger RVF:s (2003) rekommendationer på minst 1 meter under markytan; nivån är mellan 0,8-2 m under markytan (se avsnitt 2.5.1). Översilningsytan föreslås anläggas enligt markprofilen i figur 4.3.



*Figur 4.3. Markprofil av översilningsytan, med ett 0,2 m dräneringsskikt, 0,5 m mineraljord och 0,3 m matjord. Under lagret makadam är ett naturligt lager ler.*

För att samla upp infiltrerat lakvatten läggs ett 0,2 m lager krossmaterial eller makadam med dräneringsrör 0,8 m under markytan. Lakvattnet leds genom dräneringen till en uppsamlingsbrunn och släpps sedan ut till recipienten. I brunnen kan även prov tas. Mineraljorden, som ska ligga ovanpå dräneringsskiktet kan lämpligtvis innehålla visst organiskt material och ha en högre genomsläpplighet än den lera som finns i Nyvång idag. Mineraljorden bör överlagras av matjord för att Salix ska kunna växa bra. Thörneby *et al.* (2006) rekommenderar att översilningsytan byggs enligt figur 4.3 men med 0,9 m mineraljord och en gummiduk under dräneringsskiktet. Den föreslagna markprofilen bedöms vara tillräcklig eftersom leran i Nyvång har en så pass låg genomsläpplighet. Anläggningen av översilningsytan ska resultera i en lutning mellan 1:10 och 1:30.

Två möjliga områden för översilning finns på området idag (0,6 ha respektive 1 ha). Båda områdena är bevuxna med Salix men endast det mindre området är försett med bevattningssystem. Områdena är svartmarkerade i figur 4.4. Hänsyn till dessa två områden har tagits vid dimensionering.



Figur 4.4. Översiktsritning över Nyvång återvinningsanläggning. Svartmarkerad yta till vänster i bild, totalt 1,6 ha, har antagits kunna användas för översilning. De färgade områdena har med sluttäckningen av deponin att göra. Det bruna området högst upp är en nyanlagd arbetsyta. Högst upp t.v. skymtar Nyvång ARV och norr om deponin i västlig riktning rinner Humlebäcken (Griab, 2015).

Vid dimensionering av översilningsyta kan antingen kväveavskiljningen eller den maximala tillförda lakvattenmängden antas vara dimensionerande. Då permeabiliteten av mulljorden inte är fastställd används alternativet med kväveavskiljning som dimensionerande faktor. En massbalans (formel 9 och 10) beskriver massflödet av NH<sub>4</sub>-N (eftersom NH<sub>4</sub>-N är lättillgängligt för växter och kommer tas upp först) genom översilningsytan. U och A<sub>NH3</sub> är hämtade från RVF (2003).

$$in = ut + NH_3\text{-avgång} + \text{upptag av växter} \quad (9)$$

$$C_{in} * \frac{Q}{A*1000} = C_{ut} * \frac{Q}{A*1000} + A_{NH3} * C_{in} * \frac{Q}{A*1000} + U \quad (10)$$

C<sub>in</sub> – koncentration av NH<sub>4</sub>-N i lakvattnet = 6,4 mg/l

Q – lakvattenflöde = 30 360 m<sup>3</sup>/år

A – arean, ha

C<sub>ut</sub> – utsläppskrav för NH<sub>4</sub>-N = 3 mg/l

A<sub>NH3</sub> – N-avgång via ammoniakavgång och denitrifikation = 0,25

U – växtupptag av kväve = 100 kg N/ha/år

$$A = (C_{in} - C_{ut} - A_{NH3} * C_{in}) \frac{Q}{U} / 1000 \quad (11)$$

Nödvändig area beräknades med formel 11 (omskrivna formel 10) till 0,5 ha. Den tillförda lakvattenmängden, om erhållen area antas tillsammans med årlig lakvattenmängd på 30 360 m<sup>3</sup>/år, beräknades genom formel 12 till 5560 mm/år.

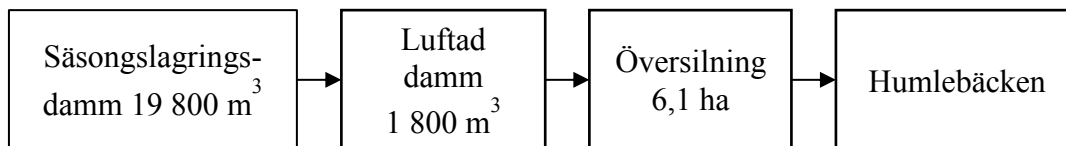
$$L = \frac{Q}{A} \quad (12)$$

L – lakvattenbevattningsmängd, mm/år

RVF (2003) menar att en lakvattentillförsel på L = 100-1 000 mm/år är vanligt i Sverige. Jämfört med RVF (2003) är den beräknade volymen 5560 mm/år en orimligt hög lakvattentillförsel. Genom tolkning av RVF (2003) och den sammanställning som finns i RVF:s rapport över anläggningar med översilning/mark-växtsystem i Sverige drogs slutsatsen att en lakvattentillförsel på max 500 mm/år kan anses vara ett konservativt val. Om 164 m<sup>3</sup>/d ska kunna översilas krävs då en area på 6,1 ha, vilket är större än hela deponins area (4,8 ha). Den beräknade ytan på 6,1 ha är rimlig när jämförelse med RVF (2003) görs. Att kunna hitta en så stor yta för översilning förefaller svårt. Visserligen skulle fullständig avskiljning av kväve kunna ske och utsläppskraven därmed uppnås, men NSR skulle bli tvungna att köpa ny mark. En möjlighet skulle kunna vara att översila lakvattnet på hela deponin efter att sluttäckningen är klar. Det kan dock bli svårt att designa bevattningsystemet så att en jämn utspridning av lakvattnet sker, med tanke på deponins topografi. Trots det är detta ett alternativ som skulle kunna utredas vidare.

Om översilningsytan ska begränsas till den befintliga ytan på 1,62 ha undersöks två alternativ. Ett alternativ hade varit att behandla så mycket lakvatten som möjligt med antagandet att L = 500 mm/år. Detta skulle innebära ett flöde på Q = 22,2 m<sup>3</sup>/d (13,5 % av dimensionerande flöde). Reningseffektiviteten för översilningsytan beräknades till 73 %. Detta alternativ skulle inte fungera om reningseffektiviteten för den luftade dammen är 75 %; totalt krävs en rening av 88 % för att [NH<sub>4</sub>-N]<sub>ut</sub> < 3 mg/l. För att N-tot skulle reduceras tillräckligt krävs dessutom att denitrifikation sker efter dammen. Alternativet förkastas därför. Ett annat alternativ är att hela flödet går genom den luftade dammen och att det sedan sker översilning med 13,5 % av flödet, denitrifikation av resterande flöde sker i ytterligare en damm och att flödena sedan blandas.





Figur 4.6. Flödesschema över kombinationen luftad damm och översilning.

### **Kostnadsuppskattning**

En kostnadsuppskattning för investering av anläggningen presenteras i tabell 4.14. Den totala investeringskostnaden blir 16,6 Mkr. Antagandet har gjorts att NSR lejer ut plantering, skötsel och skörd av Salix, därför är varken kostnader eller intäkter för detta inkluderat i tabell 4.14. Dessutom antas schakt från översilningsytan kunna användas som slänter i dammen. Vidare antas energiåtgången för bevattningssystemet vara försumbar i sammanhanget. Då återvinningscentralen i Åstorp kommer att flytta inom en överskådlig framtid och NSR därför inte kommer att ha personal på plats dagligen, är det lämpligt att digitalisera de reglertekniska parametrar som är möjliga och kostnadsmässigt motiverade; till exempel reglering av flöde, luftare, pumpar och omrörare. Detta skulle dock ge ökade kostnader, vilket inte är inkluderat i tabell 4.14. Någon ”regnvakt” är heller inte inkluderad i kostnadsuppskattningen. Driftskostnader för anläggningen beräknades till 53 000 kr/år (tabell 4.15) och avskrivningar för luftare, pumpar och omrörare till 66 000 kr/år i sex år. Personal- och underhållskostnader har inte inkluderats i beräkningarna. Dessutom antas att NSR kan orda fyllnadsmaterial i form av mat- och mineraljord själva, varför denna kostnadspost är satt till 0. Ännu en kostnad som skulle kunna komma efter några år är kostnad för gödning i form av fosfor till översilningsytan. Om detta blir verklighet beror av fosforinnehållet i marken och i lakvattnet. Kostnaderna är i 2017 års prisnivå och grundar sig på uppskattade kostnader från Sweco (se avsnitt 3.4.2).

Tabell 4.14. Kostnadsuppskattning för säsongslagringsdamm, luftad damm och översilningsyta. Kostnaderna är avrundade uppåt till närmsta 10 000 kr.

<b>Kostnadspost</b>	<b>Kostnad (Mkr)</b>
<b><i>Luftad damm</i></b>	
<b>Maskin</b>	0,41
<b>Mark</b>	2,58
<b><i>Översilningsyta</i></b>	
<b>Mark</b>	11,56
<b>Ledningar</b>	0,32
<b>Stängsel</b>	0,13
<b>Summa entreprenadkostnad</b>	15,01
<b>Projektering, bygglösning<sup>1</sup></b>	1,50
<b>Summa</b>	16,51

<sup>1</sup>10 % av entreprenadkostnaden.

Tabell 4.15. Driftskostnader i tusen kr för den luftade dammen. Inga driftskostnader är beräknade för översilningsytan. Kostnaderna är avrundade uppåt till närmsta 1000 kr.

Kostnadspost	Kostnad (kkr)
<b>Energiförbrukning (luftare, omrörare, pump)</b>	51
<b>Fosforsyradosering, damm</b>	2
<b>Summa</b>	53

### Jämförelse med nuvarande anläggning

Nuvarande översilningsyta består av ett ca 30 cm djupt lager mulljord som underlagras av ett ca 40 m mäktigt lager lera. Ytan på 0,6 ha skulle vid bevattning med det dimensionerande flödet översilas med en lakvattenmängd på 10 735 mm/år, vilket är en orimligt stor mängd. Investeringskostnaden för nuvarande anläggning var 1,3 Mkr (år 2015-2016). Luftare och styrskåp till pump är inte inkluderat, men beräknas kosta ytterligare ca 100 000 kr<sup>15</sup>.

### Känslighetsanalys

En känslighetsanalys, se tabell 4.16, utfördes på de parametrar som bedöms ha uppskattats grovt eller där osäkerheter finns. Den möjliga lakvattenbevattningsmängden har uppskattats med grund i RVF (2003), där mängderna varierar mellan 100-1 000 mm/år, varför just denna parameter har valts ut för känslighetsanalys. Det visade sig att denna parameter hade en stor betydelse för kostnaden. Ytterligare en parameter som valdes ut för känslighetsanalys var  $Q_{\max\dim}$ , då denna skulle kunna bli 25 % mindre om dagvattnet från resten av anläggningen separerades från lakvattnet (se avsnitt 4.1.2). Den luftade dammen blev då mindre men detta resulterade endast i en minskning av investeringskostnaden på 5400 kr för dammen. Däremot blev översilningsytan väsentligt mycket mindre, vilket gav en total investeringskostnad på 13,3 Mkr.

Tabell 4.16. Känslighetsanalys av beräkningar. Jämförelse har gjorts med volymen av den luftade dammen, arean på översilningsytan och den totala investeringskostnaden. Dammvolymer var innan analysen 1 800 m<sup>3</sup>, arean 6,1 ha och investeringskostnaden 16,6 Mkr. L är lakvattenbevattningsmängden och Q flödet. "Nytt värde" är värdet testat i känslighetsanalysen.

Parameter	Enhet	Värde		V <sub>luftad damm</sub> (m <sup>3</sup> )	Area översilningsyta (ha)	Investeringskostnad (Mkr)
		innan	Nytt värde			
L	mm/år	500	800	1 800	3,8	10,7
L	mm/år	500	300	1 800	10,1	22,7
Q <sub>maxdim</sub>	m <sup>3</sup> /d	176	132	1 400	4,6	13,3

<sup>15</sup> Eric Rönnols, miljökonsult, Rönnols Miljökonsult, e-mail, 2017-10-27. Personlig kommunikation.

#### 4.4.2 Metod 2: SBR

*Nedanstående resonemang grundar sig på personlig kommunikation med Åsa Kolmert Strickland<sup>16</sup> och Christoffer Wärf<sup>17</sup>, Sweco Environment och Morling (2013; 2010).*

Det är skillnad på att dimensionera en SBR för avloppsvatten (AV) och en för lakvatten. I ett ARV finns en stor variation av bakterier medan ett lakvatten innehåller färre arter. Dessutom bildar bakteriekulturen i ett ARV större flockar; filamentösa bakterier förekommer i högre grad än vad de gör i lakvatten. På grund av den ofta mycket låga halten BOD och COD i lakvatten förekommer mestadels autotrofa bakterier. För att denitrifikation ska kunna ske krävs att heterotrofa bakterier är närvarande, vilka kräver en kolkälla för att kunna växa. Om tillräcklig mängd kolkälla tillsätts, och inte mer, är bakterietillväxten inte stor. På grund av dessa skillnader bör dimensioneringen utföras specifikt för lakvatten.

I en SBR för AV krävs slambortförsel på grund av en hög bakterietillväxt. För lakvatten är detta inte alltid nödvändigt: tillräckligt med slam kommer att försvinna vid dekantering. Då bakterierna på grund av bland annat deras icke trådformiga morfologi sedimenterar långsamt kommer de till viss del att följa med vid dekantering. Det vill säga, slamproduktion och bortförsel av överskottsslam kan balanseras så att ingen slambortförsel krävs förutom den som sker vid dekantering. Enligt Morling är det sannolikt att viss slambortförsel ändå kommer att krävas, om än med låg frekvens<sup>18</sup>.

Då fosfor binds till partiklar, till exempel svärnedbrytbart COD, är det möjligt att totalfosforhalten i utgående vatten ej understiger utsläppskraven om partiklarna följer med utgående vatten. I AV bedöms fosforhalten utgöra 1,5 % av biomassan. Hur stor denna andel är i lakvatten samt fosfors förmåga att binda till svärnedbrytbart COD har inte funnits vid litteratursökning. Icke desto mindre är det sannolikt att någon form av slutligt poleringssteg för fosfor kommer att krävas efter SBR:en. Dimensionering och beräkningar av detta har bedömts falla utanför avgränsningarna för detta examensarbete och är därför inte heller inkluderat i kostnadsuppskattningen.

Som dimensionerande flöde valdes årsmedelflödet, 79 m<sup>3</sup>/d. Maxflödet,  $Q_{\max\dim} = 137 \text{ m}^3/\text{d}$ , användes för den hydrauliska dimensioneringen, då detta måste få plats i reaktorn.  $Q_{\max\dim}$  är ett månadsmedelvärde och skulle därför teoretiskt sett kunna hållas i en hel månad, d.v.s. ett högre dygnsflöde kan inträffa. För att minska flödestoppar och kunna driva reaktorn på  $Q_{\dim}$  i så stor utsträckning som möjligt antas en utjämningsdamm föregå reaktorn. Uppehållstiden i denna sattes till fem dagar vid  $Q_{\max\dim}$ . Vid maxflöde in i reaktorn antas processcykeln behöva ökas och eventuellt kommer reningseffektiviteten att minska. Dimensionerande temperatur väljs till  $T_{\dim} = 10^\circ\text{C}$ .

Vid dimensionering antas först en cykeltid. Vidare görs antagandet, med bakgrund av resonemanget ovan, att dimensionering med avseende på slamproduktionen ej kan ske. I stället beräknas den volym som krävs för att tillräcklig nitrifikation och denitrifikation ska kunna ske. Cykeltiden justeras därefter genom "Trial & Error" så att förhållandet mellan de erhållna volymerna blir detsamma som förhållandet mellan tiderna för luftning och omrörning. Samtidigt anpassas cykeltiden så att parametrarna i tabell 4.17 uppfylls. Antaganden som gjorts

---

<sup>16</sup> Åsa Kolmert Strickland, miljöingenjör och gruppchef, Sweco Environment, Malmö, 2017-11-30. *Personlig kommunikation.*

<sup>17</sup> Christoffer Wärf, processingenjör, Sweco Environment, Malmö, 2017-11-29. *Personlig kommunikation.*

<sup>18</sup> Stig Morling, Tekn.Dr., Sweco Environment, e-mail 2017-11-30. *Personlig kommunikation.*

vid beräkningar presenteras i tabell 4.18. Vidare antas att kväve bundet i biomassa är försumbart på grund av den låga slamproduktionen. Föreslagen cykel presenteras i figur 4.7.

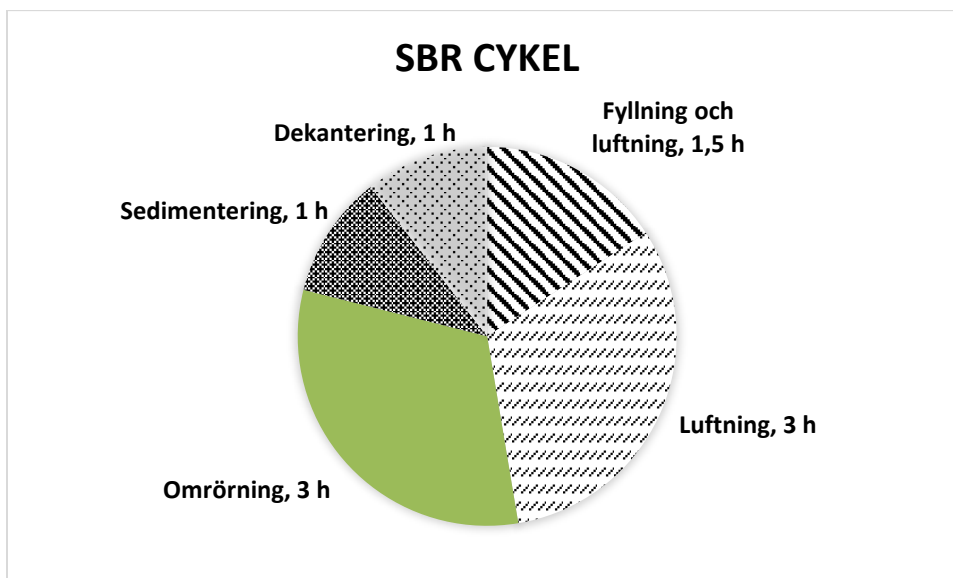
Tabell 4.17. Riktlinjer vid dimensionering av SBR (Morling, 2013).

Parameter	Riktlinje
<b>Minsta vattendjup reaktor (efter dekantering)</b>	> 3 m
<b>Skillnad fylld-avsänkt reaktor</b>	< 2,2 m
<b>Volymförhållande avsänkt/fylld reaktor</b>	60-100 %

Om lakvattnets karaktär inte uppfyller den C:N:P-kvot som bakterietillväxten kräver (100:5:1), kan fosfor- och kolkälletillsats krävas (Cerne *et al.*, 2007; Avfall Sverige, 2011; Svenskt Vatten, 2007). Detta är fallet för lakvattnet från Nyvång deponi. Som kolkälla väljs Brenntaplus VP1 och som fosforkälla 75 %-ig fosforsyra. Ytterligare tillsatsämne som kan behövas är lut för att höja pH. Då alkaliniteten i inkommande lakvatten är väldigt hög, 1 475 mg HCO<sub>3</sub>/l, krävs ingen tillsats av pH-höjande medel. Dimensionering av SBR:en utfördes enligt beräkningarna i bilaga 4 varefter resultatet i tabell 4.19 erhöles. Slamålder och slamproduktion presenteras ej med bakgrund i diskussionen ovan.

Tabell 4.18. Antagna värden för design av SBR:en.

Parameter	Värde	Källa
<b>Hastighet, nitrifikation</b>	0,8 mg NH <sub>4</sub> -N/g VSS, h	Morling (2010)
<b>Hastighet, denitrifikation</b>	1,5 mg NO <sub>3</sub> -N/g VSS, h	Svenskt Vatten (2007)
<b>COD-behov för denitrifikation</b>	4 g COD/g N red	Adolfsson (2017)
<b>[MLSS]<sub>avsänkt reaktor</sub></b>	3 kg SS/m <sup>3</sup>	Morling (2013)



Figur 4.7. Föreslagen cykel för SBR:en, med total cykeltid på 9,5 h.

Tabell 4.19. Specifikationer av dimensionerad SBR.

Parameter	Värde	Enhet
$T_{dim}$	10	°C
$Q_{dim}$	79	m <sup>3</sup> /d
$Q_{maxdim}$	137	m <sup>3</sup> /d
Cykeltid	9,5	h
$T_{fyllning}$	1,5	h
$T_{luftning}$	3	h
$T_{omrörning}$	3	h
$T_{sedimentering}$	1	h
$T_{dekantering}$	1	h
Volym <sub>fyllt reaktor</sub>	130	m <sup>3</sup>
Volym <sub>avsänkt reaktor</sub>	83	m <sup>3</sup>
Kolkällebehov (Brenntaplus)	1,7	l/sats
Fosforsyrabehov (75 %-ig)	0,5	l/sats
Luftningsbehov	9,7	kg O <sub>2</sub> /d
Omrörningsbehov	325	W
Lägsta vattennivå	3,0	m
Högsta vattennivå	5,0	m
Volym <sub>utjämningsdamm</sub>	900	m <sup>3</sup>

### **Kostnadsuppskattning**

Investerings- och driftskostnader för SBR-anläggningen presenteras i tabell 4.20 och 4.21. Den totala investeringskostnaden blir 9,2 Mkr och driftskostnaden 70 000 kr/år. Personal- och underhållskostnader samt ett eventuellt poleringssteg kan tillkomma. Den största delen av driftskostnaden är kostnaden för uppvärmning, vilket skulle kunna reduceras om fjärrvärme i stället för direktverkande el användes. Avskrivningar med 335 000 kr görs i sex år (annuitet 21,6 %). Kostnaderna är i 2017 års prisnivå. Beräkningarna utfördes enligt avsnitt 3.4.2.

*Tabell 4.20. Sammanställning av investeringskalkylen för SBR-anläggningen. Totalsumman beräknades till 9,2 miljoner kr, vilken är avrundat uppåt till närmsta 10 000 kr.*

<b>Kostnadspost</b>	<b>Schablon-påslag</b>	<b>Kostnad (Mkr)</b>
<b>Bygg och mark</b>		3,60
<b>VVS</b>	7 % av byggnad	0,14
<b>Maskin</b>		1,03
<b>Rör och armaturer</b>	25 % av maskin	0,26
<b>Montage</b>	25 % av maskin	0,26
<b>El och automation</b>	35 % av maskin	0,54
<b>Entreprenörspåslag</b>	40 % av maskin och el	0,84
<b>Oförutsett</b>	15 % av allt ovan	1,00
<b>Summa (entreprenadkostnad)</b>		<b>7,66</b>
<b>Projektering, bygglösning</b>	20 % av entreprenadkostnad	1,53
<b>Summa</b>		<b>9,2</b>

*Tabell 4.21. Driftskostnader i tusen kr för SBR-anläggningen, exklusive avskrivningar. Summan är avrundad upp till närmsta 1000 kr.*

<b>Kostnadspost</b>	<b>å pris</b>	<b>Kostnad (kkr)</b>
<b>Luftning</b>	1 kr/kWh	1,2
<b>Omrörning</b>	1 kr/kWh	6,9
<b>Fosforsyra</b>	3,5 kr/kg	2,4
<b>Kolkälla</b>	5,25 kr/kg	10,6
<b>Uppvärmning</b>	1 kr/kWh	49,1
<b>Summa</b>		<b>70</b>

### **Känslighetsanalys**

För att undersöka vilka parametrar som påverkar valet av reaktorvolymen mest utfördes en känslighetsanalys, se tabell 4.22. De parametrar som valts ut för känslighetsanalys är de som grundar sig på grova eller osäkra antaganden och uppskattningar. En av dem är flödet (Q), där ett lägre lakvattenflöde motsvarande 75 % av flödet till lakvattendammen har testats, då detta antas motsvara situationen om dagvattnet från resten av anläggningen (återvinningscentralen och arbetsytan) lyckas separeras från lakvattnet. Förändringar i flödet gav mindre reaktorvolym och lägre kostnader.

Känslighetsanalysen visade att denitrifikationshastigheten inte förändrade volymen om den sänktes enligt tabell 4.22. Däremot visade det sig att en höjning av nitrifikationshastigheten gav en mindre reaktor och nästan halverade kostnaderna för byggnadsmaterialet. Det kan därför vara motiverat att undersöka vilken möjlig hastighet som kan erhållas i det aktuella slammet med vald kolkälla och dimensionerande temperatur i labbskala, innan dimensionering av reaktorn görs.

Tabell 4.22. Sammanställning av känslighetsanalys, där sex olika parametrar varierades för att undersöka förändringen av reaktorvolymen. Med byggkostnad avses kostnaden för att bygga SBR-reaktorn, ej maskiner, endast konstruktionsmaterial. Jämförelse har gjorts med volymen för reaktorn, som var 130 m<sup>3</sup> innan och byggkostnader för reaktorn, som var 0,27 Mkr innan. "Nytt värde" är värdet testat i känslighetsanalysen.

Parameter	Enhet	Tidigare värde	Nytt värde	V <sub>reaktor</sub> (m <sup>3</sup> )	Byggkostnad (Mkr)
Denitrifikationshastighet	gNO <sub>3</sub> -N/kgVSS, h	1,5	1	130	0,27
Nitrifikationshastighet	kg SS/kg BOD <sub>7</sub>	0,8	2	80	0,16
[SS] avsänkt reaktor	kg SS/m <sup>3</sup>	3	4	110	0,23
COD behov	gCOD/gN <sub>red</sub>	4	3	130	0,27
Q <sub>dim</sub>	m <sup>3</sup> /d	79	59	110	0,23
Q <sub>maxdim</sub>	m <sup>3</sup> /d	137	103	120	0,25

#### 4.4.3 Metod 3: ARV

Behandlas lakvattnet i Nyvång ARV gäller utsläppskraven för Nyvångsverket. Under 2016 uppfyllde verket kraven förutom vid fyra tillfällen, då utsläppskravet för P-tot överskreds (NSVA, 2016). Om lakvattnet ska kunna fortsätta vara anslutet till ARV om Nyvångsverket eller det framtida Ekevångsverket Revaq-certifieras kommer lakvattnet från Nyvång deponi behöva utredas för om det kan ansas vara *tolerabelt*.

NSR betalar idag ingen avgift till NSVA för behandling av lakvattnen från deponin. För behandling av lakvattnet från Filbornadeponin i Helsingborg betalar NSR (år 2017) däremot 3,46 kr/m<sup>3</sup> plus eventuellt överhaltstillägg<sup>19</sup>. En fortsatt behandling av lakvattnet på ARV skulle med andra ord inte innebära några kostnader fram tills att Ekevång är byggt. Att NSR skulle behöva betala för lakvattnet i framtiden är däremot en sannolik situation. En enkel kostnadsuppskattning av alternativet som innebär att lakvattnet fortsätter att gå till ARV grundar sig på att NSR kommer att få betala samma pris som de gör för lakvattnet de skickar från anläggningen på Filborna, Helsingborg, till Öresundsverket. Motsvarande kostnad (2017 års kostnadsnivå) för lakvattnet från Nyvång deponi skulle därför bli:

$$\text{Kostnad} = 30\,360 \text{ m}^3/\text{år} * 3,46 \text{ kr/m}^3 = 105\,045 \text{ kr/år} + \text{överhaltstillägg}$$

Överhaltstillägget kan inte beräknas än då det grundar sig på hur ofta halterna överskrids, vilket är svårt att uppskatta. I bästa fall kommer lakvattenbehandlingen i Nyvång ARV att fortsatt vara gratis för NSR, men detta är omöjligt att veta i dagsläget. Om NSVA inkluderar lakvattnet från Nyvång vid dimensionering av det nya reningsverket Ekevång skulle detta innebära extra

<sup>19</sup> Amanda Widén, gruppchef behandling, NSR, e-mail, 2017-10-05. *Personlig kommunikation..*

kostnader. Det vill säga, den extra kostnad det ger om lakvattnet ska vara anslutet till Ekevång reningsverk skulle ha inkluderats i beräkningarna för ”Metod 3: ARV”. Detta faller inte inom detta examensarbets avgränsningsområde och inkluderas därför inte i beräkningarna.

## 4.5 Generell diskussion

En sammanställning av investerings- och driftskostnaderna för de tre metoderna presenteras i tabell 4.23, där det framgår att ingen investeringskostnad krävs för rening i ARV, men att driftskostnaden är ungefär dubbelt så stor som för de andra två metoderna. Det bör tilläggas att driftskostnaden på 105 000 kr i själva verket inte existerar idag, utan snarare visar på en möjlig kostnad i framtiden om NSR kommer behöva betala för rening i ARV. Någon investeringskostnad för fortsatt behandling i ARV har inte beräknats, men skulle vid en fullständig utredning ha inkluderats (se avsnitt 4.4.3). Ur ett ekonomiskt perspektiv skulle alternativet ARV väljas, med reservation till att investeringskostnad för Ekevångsverket ej beräknats. Ytterligare motivering till att ARV skulle vara en fördelaktig metod är att ingen ny anläggning enbart för lakvattenrening behöver byggas och därmed inga nya resurser förbrukas eller mark tas i anspråk. Det osäkra med metoden ARV är att det i framtiden är möjligt att mottagning av lakvatten inte kommer att accepteras om det framtida Ekevångsverket Revaq-certifieras. Således följer nedan en motivation om vilken metod som rekommenderas att väljas i andra hand.

Det är intressant att notera att SBR-anläggningen innebär lägre investeringskostnader än metod 1, vilket är tvärtemot vad som framgår av figur 4.2. Detta beror på att lakvattenmängden är så pass liten, vilket gör att reaktorn inte behöver vara så stor. Dessutom är det dyrt att anlägga en översilningsyta på 6,1 ha.

*Tabell 4.23. Jämförelse av investerings- och driftskostnader samt avskrivningar mellan de tre metoderna. Alla kostnader är i kr och avrundade till 1000 kr.*

	<b>Luftad damm och översilning</b>	<b>SBR</b>	<b>ARV</b>
<b>Investeringskostnad</b>	16 508 000	9 200 000	-
<b>Driftskostnad</b>	53 000	70 000	105 000
<b>Avskrivningar, 6 år</b>	66 000	335 000	-

Vid jämförelse metoderna emellan är det i detta fall även intressant att undersöka förorening av området kring anläggningen. Utspädningsfaktor för lakvattnet vid översilning är då intressant. Denna beräknades till 0,01 (översilning på 6,1 ha), det vill säga att lakvattnet är en stor del av vattnet som tillförs översilningsytan om nederbörd och avdunstning tas med i beräkningen. Utspädningen blir alltså inte så stor ovan mark men när lakvattnet perkolerar ner mot grundvattnet kommer utspädning med grundvattnet att ske. Huruvida detta är lämpligt kan diskuteras. Om lakvattnet inte renats tillräckligt späds eventuella föroreningar ut i grundvattnet. Om denna miljöförorening är att föredra framför miljökostnaden för att bygga en avancerad reningsanläggning som SBR, där resurser förbrukas vid anläggning och kemikalier och energi åtgår under driften kan endast en livscykelanalys klargöra enligt efterföljande resonemang.

Livscykelanalys för olika reningsanläggningar redogjordes för i Avfall Sveriges rapport *Resurseffektiv lakvattenhantering* (rapport D 2012:03), där miljönyttan lakvattenreningen jämfördes med miljökostnaden/resurserna som krävs för reningen. I rapporten drogs slutsatsen att det finns en viss punkt där miljönyttan som reningen ger inte längre kan motiveras på grund av till exempel för stor kemikalie- och energiförbrukning (Avfall Sverige, 2012b). Att utföra någon liknande utredning i fallet Nyvång har inte fallit inom ramarna för detta examensarbete, men det hade gett diskussionen ytterligare en dimension. Detta är dock något som bör göras vid en fullständig utredning.

Vid bedömning av lämpligaste metod bör även osäkerheter i beräkningarna tas hänsyn till. En av dem är beräkning av arean för översilningsytan. Den dimensionerande faktorn, lakvattenbevattningsmängden uppskattades grovt till 500 mm/året. Efter sluttäckningen kommer dessutom flödet att minska och dimensionerande flöde grundar sig på 2013-2014 års data. Den beräknade arean förefaller därför vara tämligen osäker. Huruvida 500 mm/året är en rimlig bevattningsmängd är svårt att veta. För att kunna bestämma vilken mängd som är rimlig skulle den befintliga översilningsytan på Nyvång kunna sättas i drift under ett år. Det är dock mycket troligt att ytan som krävs kommer att vara större än de 1,6 ha som NSR har att tillgå på platsen. Andra osäkra parametrar i beräkningarna var processhastigheterna för nitrifikation som användes vid SBR-dimensioneringen. Dessa påverkar reaktorvolymen och således byggkostnaden, vilken skulle kunna minska med 100 000 kr om nitrifikationshastigheten ökade. Detta förefaller i detta fall inte vara en betydande kostnad.

Fördelen med att välja SBR är framför allt driftssäkerheten och reningseffektiviteten samt att reaktorn är billigare att bygga än luftad damm och översilningsyta. Därutöver tar reaktorn inte stor plats i anspråk och metoden riskerar inte att förorena idag ren mark eller grundvatten samt motsvarar BMT. Driftskostnaden är däremot aningen större än för metod 1 och därtill krävs mer resurser för anläggning. Det som talar emot SBR som reningsmetod är att NSR i framtiden inte kommer att ha någon personal i Nyvång och dessutom att lakvattenmängden kommer att minska efter att sluttäckningen är klar. En möjlig lösning är om personal från det närliggande Nyvång ARV skulle kunna sköta driften av SBR:en. Personalfrågan får dock liknande konsekvenser för båda metoderna; bevattningssystemet och luftaren i dammen kommer kräva veckovis tillsyn och SBR:en likaså, men kan dock fjärrstyras till stor del. Angående minskande lakvattenmängd bör detta utredas mer noggrant innan eventuell projektering sker. Dessutom rekommenderas att lakvattnet skiljs från dagvattnet som kommer från resten av anläggningen för att minska kostnaderna för reningen. Görs detta måste även dagvattnet karaktäriseras och eventuell reningsmetod utredas. Innan beslut fattas bör dessutom hänsyn till alla ämnen som överskrider 4 % av MKN tas, det vill säga om det även krävs rening av PFOS, triclosan, arsenik och benso(a)pyren.

## 5 Slutsats

Lakvattenkaraktärisering tillsammans med beräknade miljö kvalitetsnormer för den möjliga recipienten, Humlebäcken, visade på att ett reningsbehov av kväve, fosfor och fyra andra ämnen föreligger. I examensarbetet gjordes avgränsningen att endast rening av kväve och fosfor undersöktes. De lokala förutsättningarna ställer, förutom utsläppskrav, krav på yt- och personalbehov samt önskemål om en lågteknologisk reningsmetod.

Möjliga reningsmetoder undersöktes med fokus på lågteknologiska, biologiska metoder, då dessa föreföll passa reningsbehovet och de lokala förutsättningarna bäst. Möjliga tekniker är bland annat konstruerad våtmark, mark-växsystem, översilning, markbädd och aktivt slam-processer som luftad damm och SBR. Dessutom finns möjlighet att behandla lakvatten i ARV. Tre metoder valdes ut för vidare utvärdering: rening i ARV, luftad damm kombinerat med översilning samt SBR. ARV förefaller vara det bästa ur ekonomisynpunkt och kräver dessutom ingen nybyggnation, varför detta alternativ rekommenderas i första hand. Det är däremot möjligt att lakvatten inte kan behandlas i ARV i framtiden på grund av Revaq-certifiering. Om det ska vara möjligt vid Revaq-certifiering kommer en tolerabelutredning krävas. Dessa osäkerheter motiverar val av lokal reningsmetod.

Valet står då mellan kombinationen luftad damm och översilning samt SBR. Av dessa förefaller SBR vara bäst ur renings- och ekonomisynpunkt men uppfyller inte önskemålet på en lågteknologisk lösning. Investeringskostnaden är knappt 6 miljoner kr mindre än för luftad damm och översilning men driftskostnaderna är 20 000 kr högre om året. Ska översilning vara möjligt måste ytbehovet lösas, till exempel genom köp av ny mark. Investeringskostnaden ökar då än mer. Mot denna bakgrund dras slutsatsen att om rening i ARV inte kommer att vara möjligt i framtiden rekommenderas metoden SBR.



## 6 Framtida studier

Nationella riktlinjer för hur lakvattenkaraktisering ska gå till vid svenska deponier saknas för tillfället: de nyaste rekommendationerna inom området kommer från IVL Svenska Miljöinstitutet (2000). Vilka parametrar som bör analyseras grundar sig på vilket material som finns i deponin och blir därför individuellt för varje lakvatten. Det är emellertid motiverat att analysera åtminstone ett visst antal förutbestämda parametrar vid varje karaktisering; dels för att underlätta för deponiägarna och dels för att kunna jämföra olika lakvatten. Att ta fram nationella riktlinjer för hur lakvattenkaraktisering ska gå till är därför något som bör behandlas i framtida studier.

I det specifika fallet Nyvång deponi krävs fler analyser för att kunna grunda dimensioneringen av eventuell lokal reningsanläggning på; det förefaller osäkert att grunda beslut på flera miljoner kronor på 2-4 analyser. Analyser av parametrarna som utfördes vid lakvattenkaraktiseringen 2014/2015 bör därför göras igen. Ytterligare analys för nitrifikationshämning görs lämpligen också. Dessutom rekommenderas NSR att utreda huruvida det är möjligt att skilja lakvattnet från dagvattnet från resten av anläggningen åt. Detta för att minska vattenvolymen och därmed reningskostnaden. Som tidigare nämnt föreslås även den nuvarande översilningsytan att provköras för att undersöka hur stor bevattningsmängd som är möjlig och hur mycket kväve som kan renas på den befintliga ytan.

Ett område där vetenskaplig grund förefaller saknas är dimensionering av översilningsyta; bevattningsmängd, temperaturberoende, nederbörd, jordart, geologi, grundvattennivå, närliggande vattendrag med mera bör alla tas i hänsyn. Den litteratur som erhöles vid litteratursökning var främst pilotförsök och fallstudier av översilningsytor samt en rapport från RVF (2003) där rekommendationer för dimensionering ges. Detta är inte tillräckligt; mer forskning krävs. Bristen på vetenskaplig grund motiverar ytterligare till att den befintliga översilningsytan på Nyvång deponi bör provköras innan beslut tas.

Hur reningsmetoderna våtmark och sandbädd beskrivs i litteraturen och hur de fungerar i verkligheten föreföll inte stämma överens. Detta beror antagligen på att forskningsresultat som visar att någonting inte fungerar sällan publiceras. För att ge en mer verklighetstrogen bild av dessa metoder torde alla forskningsresultat publiceras, även de som visar att metoder ej fungerar. Slutligen behövs fler rapporter som Avfall Sverige (2012b), där reningsmetoder undersöks ur ett livscykelperspektiv för att svara på frågan hur långt det är miljömässigt motiverat att rena ett lakvatten.



## 7 Referenser

- Adolfsson, S-E.**, 2017. *Brenntaplus VP1 – en ny, spännande kolkälla* [internt dokument]. Brenntag Nordic AB.
- Aktas, O. och Çeçen F.**, 2001. Nitrification inhibition in landfill leachate treatment and impact of activated carbon addition. *Biotechnology Letters*, 23, ss. 1607-1611.
- Allmyr, M. och Sternbeck, J.**, 2017. *Manual för bedömning av lakvatten inom Revaq*. [online] WSP: Stockholm. Tillgänglig på:  
<http://www.svensktvatten.se/globalassets/avlopp-och-miljo/uppstomsarbete-och-kretslopp/revaq-certifiering/manual-for-lakvatten-i-revaq-170223-v-av-lakv.pdf>  
[Använd 2017-09-25].
- ATV-DVWK**, 2000. *ATV-DVWK-A 131E Dimensioning of single activated sludge plants*. Hennef: ATV-DVWK.
- Awasthi, A.K., Pandey, A.K. och Khan, J.**, 2017. Potential of fungus *Trichoderma harzianum* for toxicity reduction in municipal solid waste leachate. *International journal of environmental science and technology*, 14(9), ss. 2015-2022.
- Avfall Sverige**, 2010. *Filtertechnik för fastläggning av metaller i dagvatten från sorteringsanläggningar för avfall – Laborativ förstudie* (Rapport U2010:02) [pdf]. Malmö: Avfall Sverige.
- Avfall Sverige**, 2011. *Syntesrapport lakvatten* (Rapport D2011:02) [pdf]. Malmö: Avfall Sverige. Tillgänglig på:  
<http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Rapporter/Deponering/D2011-02.pdf>  
[Använd 2017-09-13].
- Avfall Sverige**, 2012a. *Avfall Sveriges deponihandbok* (Rapport D2012:02) [pdf]. Malmö: Avfall Sverige. Tillgänglig på:  
<http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Rapporter/Deponering/D2012-02.pdf>  
[Använd 2017-09-25].
- Avfall Sverige**, 2012b. *Resurseffektiv lakvattenbehandling* (Rapport D2012:03) [pdf]. Malmö: Avfall Sverige.
- Avfall Sverige**, 2015. *Sammanställning av svenska lakvattenanläggningar samt kunskapsläget inom lakvattenhantering i Sverige 2011* (Rapport 2015:01) [pdf]. Malmö: Avfall Sverige.
- Avfall Sverige**, 2016. *Luftade dammar. Optimerat utnyttjande av befintliga resurser för lakvattenbehandling vid deponier* (Rapport 2016:11) [online]. Malmö: Avfall Sverige.
- Avfall Sverige**, 2017. *Svensk avfallshantering 2017* [online]. Tillgänglig på :  
[http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Rapporter/svensk\\_avfallshantering\\_2017.pdf](http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Rapporter/svensk_avfallshantering_2017.pdf) [Använd 2017-06-31].

- Bengtson, 2014.** *Vegeån Vattenkontroll 2013* [pdf]. Landskrona: Ekologgruppen. Tillgänglig på:[http://www.vattenorganisationer.se/vege/downloads/44/Recipientkontroll\\_Vegen\\_2013.pdf](http://www.vattenorganisationer.se/vege/downloads/44/Recipientkontroll_Vegen_2013.pdf) [Använd 2017-08-31].
- Bengtsson, 2015.** *Vegeån Vattenkontroll 2014* [pdf]. Landskrona: Ekologgruppen. Tillgänglig på:[http://www.vattenorganisationer.se/vege/downloads/44/Recipientkontroll\\_Vegen\\_2014.pdf](http://www.vattenorganisationer.se/vege/downloads/44/Recipientkontroll_Vegen_2014.pdf) [Använd 2017-08-31].
- Barkander, P. och Norin, E., 2013.** *Förslag till framtida lakvattenbehandling, NSR Återvinningsanläggning, Helsingborg* [Internt material]. Sundsvall: Sweco Environment.
- Bjerg, B., 2013.** *Markteknisk undersökningsrapport – MUR*. [Internt material]. s.l.: Tyréns.
- Brenntag, 2014.** *Brenntaplus VPI produktblad* [online]. Tillgängligt på: <http://www.sorab.se/upload/documents/tillstand/BilagaE4ProduktbladBrenntaplusVP1.pdf> [Använd 2017-11-16].
- Carlson, B. och Hallin, S., 2003.** *Reglerteknik och mikrobiologi i avloppsreningsverk* [VA-forsk rapport nr 27]. Stockholm: Svenskt Vatten. Tillgänglig på: [http://vav.griffel.net/filer/VA-Forsk\\_2003-27.pdf](http://vav.griffel.net/filer/VA-Forsk_2003-27.pdf) [Använd 2017-11-15]
- Cerne, O., Allard, A-S., Ek, M., Junestedt, C. och Svenson, A., 2007.** *Utvärdering av behandlingsmetoder för lakvatten från deponier* [online]. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet. Tillgänglig på: <https://naturvardsverket.se/upload/stod-i-miljoarbetet/vagledning/avfall/deponering/deponi-ivl-utvardering-lakvatten.pdf> [Hämtad 2017-09-22]
- De-Bashan, L.E. och Basha, Y., 2004.** Recent advances in removing phosphorus from wastewater and its future use as fertilizer (1997–2003). *Water research*, 38(9), ss. 4222-4256. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.07.014>.
- Ehring, H.J. och Robinson, H., 2010.** *Landfilling: Leachate treatment*. I: Christensen, T.H. (red.), Solid waste technology & management. Blackwell Publishing Ltd. DOI: 10.1002/9780470666883.
- Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG** av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område.
- Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/105/EG** av den 16 december 2008 om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område.
- Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/98/EG** av den 19 november 2008 om avfall och om upphävande av vissa direktiv.
- Europaparlamentets och rådets direktiv 2010/75/EU** av den 24 november 2010 om industriutsläpp (samordnade åtgärder för att förebygga och begränsa föroreningar).
- Fisher, J. och Acreman, M.C., 2004.** Wetland nutrient removal: a review of the evidence. *Hydrology and earth system sciences*, 8(4), ss. 673-685.

- Fraser, L.H., Carty, S.M och Steer, D.,** 2004. A test of four plant species to reduce total nitrogen and total phosphorus from soil leachate in subsurface wetland microcosms. *Bioresource technology*, 94(2), ss. 185-192.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2003.11.023>.
- Gao, J., Oloibiri, V., Chys, M., Audenaert, W., Decostere, B., He, Y., van Langenhove, H., Demeestere, K. och van Hulle, S.W.H.,** 2015. The present status of landfill leachate treatment and its development trend from a technological point of view. *Reviews in environmental science and bio/technology*, 14(1), ss. 93-122.
- Garbo, F., Lavagnolo, M.C., Malagoli, M., Schiavon, M. och Cossu, R.,** 2017. Different leachate phytotreatment systems using sunflowers. *Waste management*, 59, ss. 267-275.
- Greenman, J., Gálvez, A., Giusti, L., och Ieropoulos, I.,** 2009. Electricity from landfill leachate using microbial fuel cells: Comparison with a biological aerated filter. *Enzyme and microbial technology*, 44, ss. 112-119.
- Grey, N.F.,** 2012. *Water Technology*. 3. uppl. Oxford: Butterworth-Heinemann. ISBN: 978-1-85617-705-4.
- Griab,** 2015. *Nyväng 1:7*. [Internt material]. Helsingborg: Griab.
- Halling-Sørensen, B. och Jørgensen, S.E.,** 1993. The removal of nitrogen compounds from wastewater. Amsterdam, London; Elsevier. ISBN: 978-0-444-89152-5
- Hasselgren, K.,** 1992. *Soil-plant treatment system*. I: Christensen, H.C., Cossu, R. och Stegman, R. (red.): Landfilling of waste: Leachate. Belfast: Elsevier science publishers LTD. ISBN: 0419161406.
- Herat, I. och Vithanage, M.,** 2015. *Phytoremediation in constructed wetlands*. I: Ansari A., Gill S., Gill R., Lanza G., Newman L. (red.) Phytoremediation. Springer, Cham. [https://doi-org.ludwig.lub.lu.se/10.1007/978-3-319-10969-5\\_21](https://doi-org.ludwig.lub.lu.se/10.1007/978-3-319-10969-5_21).
- Hoyer, K. och Persson, K.M.,** 2006. *Om filtrering och andra fysikaliskkemiska separationsmetoder för lokal behandling av lakvatten*. Lund: Lunds Universitet. Tillgänglig på:  
[http://www.spildevandsinfo.dk/lynette/itf5.50/knw/wit/ltfknowledge.nsf/WebLTFEmbeddedView/D9F6A8355A2CAF6EC1257436004C9CAF/\\$FILE/litteraturstudie\\_filtrering.pdf](http://www.spildevandsinfo.dk/lynette/itf5.50/knw/wit/ltfknowledge.nsf/WebLTFEmbeddedView/D9F6A8355A2CAF6EC1257436004C9CAF/$FILE/litteraturstudie_filtrering.pdf) [Använd 2017-12-19].
- HVMFS 2013:19,** Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten.
- IVL Svenska Miljöinstitutet,** 2000. *Handbok för lakvattenbedömning* [pdf]. Stockholm: IVL Svenska Miljöinstitutet. Tillgänglig på:  
<http://www.ivl.se/download/18.343dc99d14e8bb0f58b7392/1445515427151/B1354.pdf> [Använd 2017-08-29]
- Im, J-H., Woo, H-J., Choi, M-w., Han, K-b och Kim, C-w.,** 2001. Simultaneous organic and nitrogen removal from municipal landfill leachate using an anaerobic-aerobic

system. *Water research*: 35(10), ss. 2403-2410. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00519-4](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00519-4).

- Jing, S-R., Lin, Y-F., Wang, T-W. och Lee, D-Y.,** 2001. Microcosm Wetlands for Wastewater Treatment with Different Hydraulic Loading Rates and Macrophytes. *Journal of environmental qualite abstract – wetlands and aquatic processes*, 31(2), ss.690-696. doi:10.2134/jeq2002.6900.
- Jones, D.L., Williamson, K.L. och Owen, A.G.,** 2006. Phytoremediation of landfill leachate. *Waste Mangement*, 26(8), ss. 825-837. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.06.014>.
- JRC,** 2017. *Best available technique (BAT) for waste treatment* [Slutligt utkast] [pdf]. Joint Research Centre, European IPCC bureau. Tillgänglig på: [http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/WT/WT\\_Final\\_Draft1017.pdf](http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/BREF/WT/WT_Final_Draft1017.pdf) [Använd 2017-11-22].
- Kruzic, A., och Schroeder E.,** 1990. Nitrogen removal in the overland flow wastewater treatment process – removal mechanisms. *Water Pollution Control Federation*, 62(7), ss. 867-876.
- Li, H., Li, Y., Xu, X., Wang, P och Zhou, Y.,** 2014. Effects of intermittent operation mode on nitrogen removal by an overland flow system: A pilot study. *Ecological Engineering*, 36, ss. 192-195. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.068>.
- Länsstyrelsen Skåne,** 2016. *Beslut om åtgärder vid sluttäckning av deponi vid NSR Återvinningsanläggning Åstorp*. s.l.: Länsstyrelsen Skåne.
- Länsstyrelsen,** 1973. *Beslut. Dispens enligt miljöskyddskungörelsen (SFS 388/69)*. Kristianstad: Länsstyrelsen Kristianstads län.
- Länsstyrelsen,** 1992. *Kungörelse. Miljöskydd*. Kristianstad: Länsstyrelsen Kristianstads län.
- Metcalf och Eddy,** 2004. *Wastewater engineering, treatment and reuse*. Upplaga 4. Singapore: Mc Graw Hill. ISBN: 007-124140-X.
- Morling, S.,** 2016. Kommentarer till alternativet med en renignsanläggning baserad på SBR-teknik för lavatten vid Sitas avfallanläggning, Skara [Internt dokument]. Stockholm: Sweco Environment.
- Morling, S.,** 2013. *Processdimensionering av SBR-anläggningar* [Utkast] [Internt material]. Falun och Stockholm: Sweco Environment.
- Morling, S.,** 2009. SBR-Technology – use and potential applications for treatment of cold wastewater. Diss. Stockholm: Kungliga tekniska högskolan. ISBN: 978-91-7415-341-5.
- Morling, S.,** 2010. Nitrogen removal and heavy metals in leachate treatment using SBR technology. *Journal of hazardous materials*: 174(1-3), ss. 679-686. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.09.104>.

- Naturvårdsverket**, 2008a. *Förslag till gränsvärden för särskilt förorenande ämnen* (Naturvårdsverkets rapportserie nr. 5799) [pdf]. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket**, 2008b. *Lakvatten från deponier*. [online] Tillgänglig på: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-8306-9.pdf?pid=3993> [Använd 2017-08-31].
- Naturvårdsverket**, 2017. *Deponering av avfall*. [online] Tillgänglig på: <http://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledninga/Avfall/Deponering-av-avfall/> [Använd: 2017-10-24].
- NSR**, u.å. *Miljödatabas* [internt material]. Helsingborg: NSR.
- NSR**, 2013. *Miljörapport NSR Återvinningsanläggning Åstorp* [Internt material]. Helsingborg: NSR.
- NSR**, 2014. *Miljörapport NSR Återvinningsanläggning Åstorp* [Internt material]. Helsingborg: NSR.
- NSR**, 2015. *Miljörapport NSR Återvinningsanläggning Åstorp* [Internt material]. Helsingborg: NSR.
- NSR**, 2016. *Miljörapport NSR Återvinningsanläggning Åstorp* [Internt material]. Helsingborg: NSR.
- NSVA**, 2016a. *Miljörapport 2016 Nyvång Avloppsreningsverk, Åstorp* [internt material]. s.l.: NSVA.
- NSVA**, 2016b. *Verksamhetsberättelse* [online]. Tillgänglig på: <http://diarier.svalov.se/Diabaswebb/famdok.asp?DSN=5&P=8900> [Använd 2017-10-24].
- Olbers, M.**, 2017. *Vegeån vattenkontroll 2016*. [online] Calluna AB: Linköping. Tillgänglig på: [http://www.vattenorganisationer.se/vege/downloads/44/Recipientkontroll\\_Vegean\\_2016.pdf](http://www.vattenorganisationer.se/vege/downloads/44/Recipientkontroll_Vegean_2016.pdf) [Använd 2017-08-31].
- Pereira, S.F.L., Gonçalves, A.L., Moreira, F.C., Silva, T.F.C.V., Vilar, V.J.P. och Pires, J.C.M.**, 2016. Nitrogen Removal from Landfill Leachate by Microalgae. *International journal of molecular sciences*, 17(11), ss.1926. DOI:10.3390/ijms17111926.
- Picard, C.R., Fraser, L.H. och Steer, D.**, 2005. The interacting effects of temperature and plant community type on nutrient removal in wetland microcosms. *Bioresource technology*, 96(9), ss. 1039-1047. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.09.007>.
- Rennerfelt, 1999.** *Riktlinjer för dimensionering av kommunala avloppsreningsverk* [internt material]. Malmö: Sweco Environment.
- Rusten, B., Eikebrokk, B., Ulgenes, Y. och Lygren, E.**, 2006. Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors. *Agricultural engineering*: 34(3), ss. 322-331. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2005.04.002>

- RVF, 2003.** *Rening av lakvatten i markbaserade växtsystem* (Rapport 2003:01). [pdf]  
Tillgänglig på:  
<http://www.avfallsverige.se/fileadmin/uploads/Rapporter/Utveckling/Rapporter%202003/U2003-01.pdf> [Använd 2017-09-13].
- Sandsten, H., 2015.** *Vegeån Vattenkontroll 2015*. [pdf] Calluna AB: Linköping. Tillgänglig på:  
[http://www.vattenorganisationer.se/vege/downloads/44/Recipientkontroll\\_Vegean\\_2015.pdf](http://www.vattenorganisationer.se/vege/downloads/44/Recipientkontroll_Vegean_2015.pdf) [Använd 2017-08-31].
- SFS Förordning 2001:512** om deponering av avfall.
- SFS Förordning 2004:660** om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön.
- SMHI, u.å.** *Klimatscenarier*. [online] Tillgänglig på: <https://www.smhi.se/klimat/framtids-klimat/klimatscenarier?area=lan&var=n&sc=rcp45&seas=ar&dnr=0&sp=sv&sx=0&sy=300> [Använd 2017-10-24].
- SMHI, 2017.** *Modellberäknad vattenföring och vattenkvalitet*. [online] Tillgänglig på:  
<https://www.smhi.se/professionella-tjanster/professionella-tjanster/2.1544/modellberaknad-vattenforing-och-vattenkvalitet-1.19274> [Använd 2017-09-26].
- SMHI Vattenwebb, 2017.** *Station 373: flöden och temperaturer* [online]. SMHI vattenwebb.  
Tillgänglig på: <http://vattenweb.smhi.se/modelarea/> [Använd 2017-09-04].
- Stråe, D., 2000.** *Översilning med intermittert beskickning - nitrifikationsmetod för lokal behandling av lakvatten från avfallsupplag. s.l.:* Sveriges Lantbruksuniversitet.  
[online] Tillgänglig på: <http://www.wrs.se/wp-content/uploads/2014/03/%C3%96versilning-med-intermittent-beskickning-nitrifikationsmetod-f%C3%B6r-lokal-behandling-av-lakvatten-fr%C3%A5n-avfallsupplag.htm> [Använd 2017-09-19].
- Sweco, 2013.** *Screening av organiska ämnen i lakvattnet*. Malmö: Sweco Environment.  
Tillgänglig på: <https://dvsb.ivl.se/dvss/pdf/Sweco-organiska-lakvatten-deponier.pdf>  
[Använd 2017-11-23].
- Svenskt Vatten, 2007.** *Avloppsteknik 2 Reningsteknik* [Publikation U2]. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Svenskt Vatten, 2016.** *Avledning av dag-, drän- och spillvatten* [Publikation P110]. Stockholm: Svenskt Vatten.
- Svenskt Vatten, 2017.** *Aktivt uppströmsarbete med Revaq-certifiering* [online]. Tillgänglig på: <http://www.svensktvatten.se/vattentjanster/avlopp-och-miljo/kretslopp-och-uppstomsarbete/revaq-certifiering/> [Använd 2017-09-25].
- Thörneby, L., Mathiasson, L., Mårtensson, L. och Hogland W., 2006.** The performance of a natural treatment system for landfill leachate with special emphasis on the fate of organic pollutants. *Waste management and research*, 24, ss. 183-194.

- Torretta, V., Ferronato, N., Katsoyiannis, I.A., Tolkuo, A. och Airoidi, M.,** 2017. Novel and conventional technologies for landfill leachates treatment: a review. *Sustainability* 9(1), p.9. DOI:10.3390/su9010009.
- Townsend, T., Powell, J., Jain, P., Xu, Q., Tolaymat, T. och Reinhart, D.,** 2015. *Sustainable Practices for Landfill Design and Operation* [e-bok]. New York: Springer New York. Tillgänglig på: <https://lovisa2.lub.lu.se/lib/item?id=chamo:4578189&fromLocationLink=false&theme=system> [Använd 2017-09-12].
- Uygur, A. och Kargi, F.,** 2004, Biological nutrient removal from pre-treated landfill leachate in a sequencing batch reactor. *Journal of Environmental Management*, 71(1), ss. 9-14. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.01.002>.
- Vegeå Vattendrägsförbund,** 2013. *Om Vegeå*. [online] Tillgänglig på: <http://www.vattenorganisationer.se/vege/modules.php?name=Content&op=showcontent&id=1400> [Använd 2017-08-30].
- Verhoeven, J T.A., Meuleman A F.M.,** 1999. Wetlands for wastewater treatment: Opportunities and limitations. *Ecological Engineering*, 12, ss. 5-12. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(98\)00050-0](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(98)00050-0).
- VISS Vatteninformationssystem Sverige, 2016.** *Humblebäcken*. [online] Tillgänglig på: [http://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA57972404&managementCycleName=Senaste/aktuell\\_klassning](http://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA57972404&managementCycleName=Senaste/aktuell_klassning) [Använd 2017-09-39].
- VISS Vatteninformationssystem Sverige, u.å.** *Statusklassning*. [online] Tillgänglig på: <http://extra.lansstyrelsen.se/viss/Sv/detta-beskrivs-i-viss/statusklassning/Pages/default.aspx> [Använd 2017-09-18].
- Vohla, C., Pöldvere, E., Noorvee, A., Kuusemets V. och Mander, Ü.,** 2010. Alternative Filter Media for Phosphorous Removal in a Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 40(6-7), ss. 11251-1264. DOI:10.1081/ESE-200055677.
- Vymazal, J.,** 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the total environment*, 380(1-3), ss. 48-65. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.014>.
- Yalcuk, A. och Ugurlu, A.,** 2009. Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. *Bioresource technology*, 100, ss. 251-2526.
- Zirschky, J., Crawford, D., Norton, L., Richards, S. och Deemer, D.,** 1989 Ammonia removal using overland flow. *Water Pollution Control Federation*, 61(7), ss. 1225-1232.
- Östman, M.,** 2008. *Ageing Landfills – development and processes*. Diss. Uppsala: SLU. Tillgänglig på: <http://pub.epsilon.slu.se/1861/1/sam.pdf> [Använd 2017-09-28].



# Bilagor

## 1. Karta

Kartan på nästa sida visar provtagningspunkter på Nyvång deponi. Provtagningspunkten ”L1” är för lakvatten. Grundvattennivåerna (medelvärde för 2015-2017) i punkterna GV1, GV2 och GV3 är markerade. Befintlig översilningsyta och lagringsdamm är inte markerade i figuren.



## 2. Analysresultat

Tabell 8.1. Analysresultat av lakvattnet som beräkningarna och karakteriseringen grundar sig på.

Parameter	Enhet	2014-10-30	2014-11-11	2014-11-27	2015-06-01	2015-06-16	2015-06-25	2016 medel
Suspenderade ämnen	mg/l	490	78		5200	3300		4480
pH		7	7,1		6,9	7,1		6,8
Temp. vid pH-mätning	°C	18,3	16,6		21,3	21,5		
Alkalinitet	mg HCO <sub>3</sub> /l	1300	1200		1800	1600		
Konduktivitet	mS/m	210	210		210	220		203,5
Klorid	mg/l	140	140		150	190		150
Sulfat	mg/l	47	37		42	22		
Fluorid	mg/l	0,45	0,57		0,66	0,44		
Cyanid, total	µg/l	1,7	1,4		2	1,9		
COD <sub>Mn</sub>	mg O <sub>2</sub> /l	44	19		62	8,4		
TOC	mg/l	59	37		90	130		36,7
DOC	mg/l	16	32		33	44		
BOD <sub>7</sub>	mg/l	5	<3		14	4		7,3
NH <sub>4</sub> -N	mg/l	22	23		24	33		24,8
PO <sub>4</sub> -P	mg/l	<0,005	0,008		0,042	<0,005		
N-tot	mg/l	32	25		34	39		32,5
NO <sub>3</sub> -N	mg/l	<0,1	<0,1		<0,1	0,17		
NO <sub>2</sub> -N	mg/l	0,003	0,067		0,023	0,013		
P-tot	mg/l	1,6	0,32		0,73	3,5		0,084
Oljeindex	mg/l			0,1			0,1	
Microtox EC10	%	55	30		36	32		
Microtox EC20	%	>91	60		57	51		
Microtox EC50	%	>91	>91		>91	>91		

Tabell 8.2. Analysresultat av lakvattnet som beräkningar och karakteriseringen grundar sig på.

Parameter	Enhet	2014-11-27	2015-06-25
<b>PAH</b>			
Benso(a)antracen	µg/l	<0,01	<0,01
Krysen	µg/l	<0,01	<0,01
Benso(b,k)fluoranten	µg/l	<0,02	<0,02
Dibenso(a,h)antracen	µg/l	<0,01	<0,01
Summa cancerogena PAH	µg/l	<0,2	<0,2
Naftalen	µg/l	0,10	0,04
Acenaftylen	µg/l	<0,01	<0,01
Acenaften	µg/l	0,06	0,02
Fluoren	µg/l	0,05	0,02
Fenantren	µg/l	<0,01	<0,01
Antracen	µg/l	<0,01	<0,01
Pyren	µg/l	<0,01	<0,01
Summa övriga PAH	µg/l	<0,3	<0,3
Summa PAH med låg molekylvikt	µg/l	<0,2	<0,2
Summa PAH med medelhög molekylvikt	µg/l	<0,3	<0,3
Summa PAH med hög molekylvikt	µg/l	<0,3	<0,3
Benso(a)pyren	µg/l	<0,003	0,01
Benso(b)fluoranten	µg/l	<0,003	0,01
Benso(k)fluoranten	µg/l	<0,003	0,00
Fluoranten	µg/l	0,01	0,02
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/l	<0,003	0,00
Benso(g,h,i)perylen	µg/l	<0,003	0,00
Summa PAH	µg/l	0,02	0,06
EGOM	mg/l	0,39	0,32
Destillerbara fenoler	mg/l	0,01	0,02
<b>Grundämnen</b>			
Natrium Na (uppslutet)	mg/l	75,00	130,00
Kalium K (uppslutet)	mg/l	42,00	68,00
Kalcium Ca (uppslutet)	mg/l	86,00	280,00
Järn Fe (uppslutet)	mg/l	74,00	94,00
Magnesium Mg (uppslutet)	mg/l	35,00	64,00
Mangan Mn (uppslutet)	mg/l	0,61	1,80
Aluminium Al (uppslutet)	mg/l	0,71	0,34
Antimon, Sb (uppslutet)	mg/l	<0,001	<0,001
Arsenik As (uppslutet)	mg/l	0,01	0,01
Barium Ba (uppslutet)	mg/l	0,36	0,59
Beryllium Be (uppslutet)	mg/l	<0,0005	<0,0005
Bly Pb (uppslutet)	mg/l	<0,0005	0,00
Bor, B (uppsluten)	mg/l	0,99	1,70
Guld Au (syruppslutet)	mg/l	<0,001	<0,001

<b>Parameter</b>	<b>Enhet</b>	<b>2014-11-27</b>	<b>2015-06-25</b>
Kadmium Cd (uppslutet)	mg/l	<0,0001	<0,0001
Kobolt Co (uppslutet)	mg/l	0,00	0,00
Koppar Cu (uppslutet)	mg/l	0,00	0,00
Krom Cr (uppslutet)	mg/l	0,00	0,00
Kvicksilver Hg (uppslutet)	mg/l	<0,0001	<0,0001
Litium, Li (uppslutet)	mg/l	<0,05	<0,05
Molybden, Mo (uppslutet)	mg/l	0,00	0,00
Nickel Ni (uppslutet)	mg/l	0,00	0,01
Selen, Se (uppslutet)	mg/l	<0,003	<0,003
Silver Ag (uppslutet)	mg/l	<0,0005	<0,0005
Strontium, Sr (uppslutet)	mg/l	0,56	1,40
Svavel, S (uppslutet)	mg/l	8,20	11,00
Tallium, Tl (uppslutet)	mg/l	<0,0001	<0,0001
Tenn Sn (uppslutet)	mg/l	<0,0005	<0,0005
Titan, Ti (uppslutet)	µg/l	<50	<50
Uran U (uppslutet)	mg/l	0,0012	0,0024
Vanadin V (uppslutet)	mg/l	0,01	0,01
Wolfram, W (syrauppslutet)	mg/l	<0,001	<0,001
Zink Zn (uppslutet)	mg/l	0,01	0,01
<b>Tennorganiska föreningar</b>			
Triclosan	µg/l	5,00	0,50
Monobutyltenn (MBT)	ng/l	8,90	8,00
Dibutyltenn (DBT)	ng/l	<1	22,00
Tributyltenn (TBT)	ng/l	<1	1,50
Tetrabutyltenn (TTBT)	ng/l	<1	<1
Monooktyltenn (MOT)	ng/l	<1	<1
Dioktyltenn (DOT)	ng/l	<1	<1
Tricyklohexyltenn (TCHT)	ng/l	<1	<1
Monofenyltenn (MPhT)	ng/l	<1	<1
Difenyltenn (DPhT)	ng/l	<1	<1
Trifenyltenn (TPhT)	ng/l	<1	<1
<b>Bromerade difenyletrar</b>			
PBB 52	ng/l	<0,0421	<0,05
PBB 101	ng/l	<0,0843	<0,1
PBB 153	ng/l	<0,169	<0,2
2,2',3,4,4',5,5'-HeptaBB # BB 180	ng/l	<0,421	<0,5
2,2',3,3',4,4',5,5'-OktaBB # BB 194	ng/l	<0,843	<1
2,2',3,3',4,4',5,5',6-NonBB # BB 206	ng/l	<1,69	<2
PBB 209 (DecaBB)	ng/l	<2,53	<3
Summa av analyserade BBer (inkl. LOQ)	ng/l	5,77	6,85
Summa av analyserade BBer (exkl. LOQ)	ng/l	nd	ND
PBDE 17	ng/l	<0,0421	<0,05

<b>Parameter</b>	<b>Enhet</b>	<b>2014-11-27</b>	<b>2015-06-25</b>
PBDE 28	ng/l	<0,0421	0,09
Summa av analyserade TriBDEer (inkl. LOQ)	ng/l	0,08	0,14
Summa av analyserade TriBDEer (exkl. LOQ)	ng/l	nd	0,09
PBDE 47	ng/l	<0,0983	0,63
PBDE 49	ng/l	<0,0983	0,65
PBDE 66	ng/l	<0,0983	0,53
PBDE 71	ng/l	<0,0983	<0,117
PBDE 77	ng/l	<0,0983	0,21
Summa av analyserade TetraBDEer (inkl. LOQ)	ng/l	0,49	2,13
Summa av analyserade TetraBDEer (exkl. LOQ)	ng/l	nd	2,02
PBDE 85	ng/l	<0,197	0,46
PBDE 99	ng/l	<0,197	1,40
PBDE 100	ng/l	<0,197	<0,233
PBDE 119	ng/l	<0,197	0,27
PBDE 126	ng/l	<0,197	<0,233
Summa av analyserade PentaBDEer (inkl. LOQ)	ng/l	0,98	2,59
Summa av analyserade PentaBDEer (exkl. LOQ)	ng/l	nd	2,12
PBDE 138	ng/l	<0,295	1,60
PBDE 153	ng/l	<0,295	1,16
PBDE 154	ng/l	<0,295	0,62
PBDE 156	ng/l	<0,295	<0,35
Summa av analyserade HexaBDEer (inkl. LOQ)	ng/l	1,18	3,73
Summa av analyserade HexaBDEer (exkl. LOQ)	ng/l	nd	3,38
PBDE 183	ng/l	<0,492	3,45
PBDE 184	ng/l	<0,492	<0,583
PBDE 191	ng/l	<0,492	2,70
Summa av analyserade HeptaBDEer (inkl. LOQ)	ng/l	1,47	6,73
Summa av analyserade HeptaBDEer (exkl. LOQ)	ng/l	nd	6,15
PBDE 196	ng/l	<0,983	12,60
PBDE 197	ng/l	<0,983	1,47
Summa av analyserade OktaBDEer (inkl. LOQ)	ng/l	1,97	14,10
Summa av analyserade OktaBDEer (exkl. LOQ)	ng/l	nd	14,10
PBDE 206	ng/l	<1,97	32,40
PBDE 207	ng/l	<1,97	17,10

<b>Parameter</b>	<b>Enhet</b>	<b>2014-11-27</b>	<b>2015-06-25</b>
Summa av analyserade NonBDEer (inkl. LOQ)	ng/l	3,93	49,60
Summa av analyserade NonBDEer (exkl. LOQ)	ng/l	nd	49,60
PBDE 209 (DekaBDE)	ng/l	<4,92	191,00
Summa av analyserade BDEer (exkl. LOQ)	ng/l	nd	268,00
Summa av analyserade BDEer (inkl. LOQ)	ng/l	15,00	270,00
Summa av PBDE 28, 47, 99, 100, 153, 154 (inkl LOQ)	ng/l	1,12	4,14
Summa av PBDE 28, 47, 99, 100, 153, 154 (exkl. LOQ)	ng/l	ND	3,90
Hexabromcyklododekan (HBCD)	ng/l	1,00	<30
<b>PFAS</b>			
Perfluoroktansyra (PFOA)	ng/l	133,00	61,30
Perfluoroktansulfonat (PFOS)	ng/l	55,00	26,90
Total PFOS/PFOA exkl LOQ	ng/l	188,00	88,20
Total PFOS/PFOA inkl LOQ	ng/l	188,00	88,20
Perfluorbutansulfonat (PFBS)	ng/l	<25	<25
Perfluorhexansulfonat (PFHxS)	ng/l	64,00	<25
Perfluorhexansyra (PFHxA)	ng/l	163,00	61,40
Perfluorheptansyra (PFHpA)	ng/l	62,20	26,10
Perfluoroktansulfonamid (PFOSA)	ng/l	na	<16,7
Perfluornonansyra (PFNA)	ng/l	<16,7	<16,7
Perfluordekansulfonat (PFDS)	ng/l	<25	<25
Perfluordekansyra (PFDA)	ng/l	<16,7	<16,7
Perfluordodekansyra (PFDoA)	ng/l	<16,7	<16,7
Total PFC exkl LOQ	ng/l	477,00	176,00
Total PFC inkl LOQ	ng/l	594,00	317,00
<b>Övrigt</b>			
Glyfosat	µg/l	0,13	0,03
AMPA	µg/l	0,10	0,04
MCPA	µg/l	<0,01	0,25
Vismut Bi (syrauppslutet)	mg/l	<0,001	<0,001
EOX	µg/l	4,30	5,30
2,3-Dimetylfenol	µg/l	<0,05	
2,4-Dimetylfenol	µg/l	<0,05	0,10
2,5-Dimetylfenol	µg/l	<0,05	0,03
2,6-Dimetylfenol	µg/l	<0,05	<0,03
2-Metylfenol	µg/l	<0,06	
3,4-Dimetylfenol	µg/l	<0,05	<0,02
4-Etyl/2,3-/3,5-Dimetylfenol	µg/l	<0,05	0,11
3-Metylfenol	µg/l	<0,05	
4-Metylfenol	µg/l	<0,05	

<b>Parameter</b>	<b>Enhet</b>	<b>2014-11-27</b>	<b>2015-06-25</b>
Bisfenol A	µg/l	<0,1	2,70
Butylbenzylftalat (BBP)	µg/l	<0,1	<0,1
Di-2-etylhexylftalat (DEHP)	µg/l	<0,1	<0,1
Dibutylftalat (DBP)	µg/l	<0,1	<0,1
Dietylftalat (DEP)	µg/l	<0,1	<0,1
Di-iso-decylftalat	µg/l	<0,3	0,30
Di-iso-nonylftalat	µg/l	<0,1	<0,1
Dimetylftalat (DMP)	µg/l	<0,1	<0,1
Di-n-oktylftalat (DNOP)	µg/l	<0,1	<0,1
Fenol	µg/l	<0,1	<0,5
Tetrabrombisfenol A	ng/l	<3	<5
o-Kresol	µg/l		<0,3
m-Kresol	µg/l		<0,3
p-Kresol	µg/l		<0,2
o-Etylfenol	µg/l		<0,3
m-Etylfenol	µg/l		<0,2
Tymol	µg/l		<0,1

”na” = ej analyserat

”nd” = ej detekterat

### 3. Jämförelse med IVL

Tabell 8.3. Jämförelse mellan analysvärden och IVL Svenska Miljöinstitutets (2000) sammanställning av lakvatten i Sverige. Endast de parametrar som redovisats i IVL:s sammanställning och som har analyserats i lakvattnet ifrån Nyvång deponi presenteras i tabellen. Std är standardavvikelsen.

Ämne	Enhet	Medel 2014- 2016	IVL, sammanställning av lakvatten i Sverige					
			Min	Max	Median	Medel	Std (%)	Antal anläggningar
<b>Suspenderat material</b>	mg/l	42	9	210	26	53	110	10
<b>pH</b>	-	7	6,4	8,5	7,5	7,5	7	11
<b>Konduktivitet</b>	mS/m	209	490	2730	913	1210	60	6
<b>Klorid</b>	mg/l	153	360	4900	870	1730	89	11
<b>Sulfat</b>	mg/l	37	22	460	160	180	74	6
<b>Fluorid</b>	mg/l	0,5	9,2	12	11	11	9	6
<b>TOC</b>	mg/l	65	52	490	320	260	56	11
<b>DOC</b>	mg/l	31	49	460	300	250	56	11
<b>BOD<sub>7</sub></b>	mg/l	7	4	110	13	28	110	10
<b>NH<sub>4</sub>-N</b>	mg/l	25,3	93	870	230	370	71	11
<b>PO<sub>4</sub>-P</b>	mg/l	0,0015	0,07	3,5	0,57	1,1	96	11
<b>N-tot</b>	mg/l	33	98	860	240	360	74	12
<b>P-tot</b>	mg/l	1,1	0,16	4	0,66	1,3	88	11

Tabell 8.4. Jämförelse mellan analysvärden och IVL Svenska Miljöinstitutets (2000) sammanställning av lakvatten i Sverige. Endast de parametrar som redovisats i IVLs sammanställning och som har analyserats i lakvattnet ifrån Nyvång deponi presenteras i tabellen. Std är standardavvikelsen.

Parameter	Enhet	Medelvärde 2014-2016	IVL, sammanställning av lakvatten i Sverige					Std (%)	Antal anlägg.
			min	max	median	medel			
Naftalen	µg/l	1,9*10 <sup>-4</sup>		33	0,2	2,2	275	30	
Antracen	µg/l	2,6*10 <sup>-5</sup>		0,3	0	0,04	221	18	
Benso(a)pyren	µg/l	1,3*10 <sup>-5</sup>		0,07	0	0,01	294	18	
Benso(b)fluoranten	µg/l	1,4*10 <sup>-5</sup>		0,15	0	0,01	412	18	
Benso(k)fluoranten	µg/l	9*10 <sup>-6</sup>		0,05	0	0	346	18	
Benso(g,h,i)perylen	µg/l	1*10 <sup>-5</sup>		0,09	0	0,01	285	18	
Arsenik	mg/l	3,6*10 <sup>-5</sup>	-	0,011	0,0019	0,0038	101	11	
Bly	mg/l	1,7*10 <sup>-6</sup>	4*10 <sup>-5</sup>	0,0002	4*10 <sup>-5</sup>	7*10 <sup>-5</sup>	70	6	
Kadmium	mg/l	2,6*10 <sup>-7</sup>	-	0,0014	0,0002	0,0003	128	13	
Kobolt	mg/l	8,7*10 <sup>-6</sup>	0,0017	0,021	0,0073	0,0078	73	14	
Koppar	mg/l	7,5*10 <sup>-6</sup>	0,0017	0,021	0,0073	0,0078	73	14	
Krom	mg/l	5,0*10 <sup>-6</sup>	0,0015	0,045	0,0097	0,017	94	13	
Kvicksilver	mg/l	2,6*10 <sup>-7</sup>	-	0,0001	2*10 <sup>-5</sup>	3*10 <sup>-5</sup>	119	14	
Nickel	mg/l	1,4*10 <sup>-5</sup>	0,0098	0,091	0,022	0,03	73	14	

## 4. Beräkningar

### Beräkning av MKN årsmedelvärde för [NH<sub>4</sub>-N]

Tabell 8.5. Temperatur och pH i Humlebäcken.

År	Temperatur i Humlebäcken (°C) <sup>1</sup>	pH, nedströms ARV <sup>2</sup>
2014	10,5	7,8
2015	10,0	7,6
2016	Uppgift saknas	7,6
Medel	10,25	7,67

<sup>1</sup> Källa: SMHI (2017)

<sup>2</sup> Källa: Olbers (2017); Sandsten (2015); Bengtson (2015)

För temperatur och pH användes medelvärden från tabellen ovan. MKN för NH<sub>4</sub>-N beräknades med formlerna nedan (HVMFS 2013:19).

$$pK_a = 0,0901821 + \frac{2729,92}{T} = 9,72$$

$$\text{fraktion } NH_3 = \frac{1}{10^{pK_a - pH} + 1} = 0,088$$

$$\frac{[NH_3 - N]}{\text{fraktion } NH_3 - N} = [NH_4^+ - N] = 0,114 \text{ mg/l}$$

Det vill säga MKN för NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N beräknades till **0,114 mg/l**.

### Beräkning av MKN årsmedelvärde för [P-tot]

God ekologisk status:  $0,5 \leq EK \leq 0,7$  (HVMFS 2013:19). EK = 0,5 används för beräkningar.

Referensvärdet för fosfor, Ref<sub>p</sub> = 27,6 µg/l (VISS, u.å.).

$$\text{observerad fosforhalt} = \frac{\text{Ref}_p}{EK}$$

$$\text{Observerad fosforhalt} = 27,6 \text{ µg/l} / 0,5 = 55,2 \text{ µg/l} = \mathbf{0,0552 \text{ mg/l}}$$

Den observerade fosforhalten = 0,0552 mg/l används som MKN för P-tot (årsmedelvärde).

## Beräkning av spädningsfaktor (DF)

Tabell 8.6. Sammanställning av flöden för lakvatten, ARV och Humlebäcken.

År	Verklig	Beräknad	Medel, verklig	Källa
<b>Lakvattenmängder enligt miljörapporterna (m<sup>3</sup>/år)</b>				
2013	22799	17153	25300	NSR, 2013
2014	27800	20000		NSR, 2014
2015	62813	16000	Används	NSR, 2015
2016	28628	7831	ej	NSR, 2016
<b>Flöde ARV ut (m<sup>3</sup>/år)</b>				
2013	1335000		1354500	Bengtsson, 2014
2014	1374000			Bengtsson, 2015
<b>Flöde Humlebäcken uppströms ARV (m<sup>3</sup>/år)</b>				
2013	7631712		8246664	SMHI Vattenwebb, 2017
2014	8861616			

NSR hade år 2015-2016 problem med att flödesmätaren slammade igen, varför korrekt (verkligt) flöde ej registrerats av flödesmätaren. På grund av detta beräknas spädningsfaktorn med data från 2013-2014. Data från motsvarande år för flöde från ARV och i Humlebäcken används därför. De beräknade lakvattenmängderna skiljer sig mycket från de verkliga, uppmätta mängderna på grund av att lakvattnet späds ut med ytvatten från resten av anläggningen. Då det är de verkliga mängderna som kommer behöva behandlas är det dessa data som används i beräkningarna.

### Spädningsfaktor (DF)

$$DF = \frac{Q_{L1}}{(Q_{\text{uppströms ARV}} + Q_{\text{ARV ut}} - Q_{L1} + Q_{L1})}$$

$$DF = \frac{25300 \text{ m}^3/\text{år}}{(8246664 + 1354500) \text{ m}^3/\text{år}} = 0,0026 = 0,26 \%$$

1/0,0026 = **379 gånger spädning.**

Årsmedelflöden användes vid beräkning av DF.

### Bidrag till MKN

$C_{\text{ökning av halt i Humlebäcken}}$  (mg/l), det vill säga haltbidraget till MKN (mg/l) vid utspädning av obehandlat lakvatten till Humlebäcken, beräknades enligt formeln nedan.

$$\text{Bidrag till MKN} = \frac{C_{\text{ökning av halt i Humlebäcken}}}{\text{MKN}}$$

### Koncentration i lakvattnet som motsvarar max 4 % av MKN

Koncentrationen av ämne X beräknades sedan enligt formeln nedan, där MKN är i mg/l:

$$[X]_{4\% \text{ av MKN}} = 0,04 * \text{MKN} * \text{DF}$$

### Reningseffektivitet, $\eta$

$[\bar{x}]$  = medelvärdet för koncentrationen av ämne X mellan år 2014-2016. Antagandet gjordes att ämnen med koncentration under rapporteringsgränsen (LOQ) hade samma koncentration som LOQ.

$$\eta = \frac{[\bar{x}] - [X]_{4\% \text{ av MKN}}}{[\bar{x}]}$$

### Säsongslagring av lakvatten

Temperaturen är  $> 10^{\circ}\text{C}$  mellan oktober-april (se tabell 4.11). Säsongslagring av lakvatten beräknas därför för månaderna november-mars med data från 2013-2014. Andelen lakvatten som registrerades i flödesmätaren mellan november-mars (59,2 %) multiplicerades sedan med den verkliga lakvattenmängden multiplicerat med klimatfaktorn 1,2 (30 360 m<sup>3</sup>). Säsongslagringsbehovet uppgick därmed till 21 566 m<sup>3</sup>. Den luftade dammen antas också kunna användas som säsongslagringsdamm. Volymen av säsongslagringsdammen beräknades till 19 800 m<sup>3</sup>.

Tabell 8.7. Lakvattenflöde och andelen av detta som årligen behöver lagras.

År	Årsflöde (m <sup>3</sup> )	Flöde nov-mar (m <sup>3</sup> )	Andel säsongslagringsbehov (%)
<b>2013</b>	22 799	12 384	54,3
<b>2014</b>	29 294	18 754	64,0
<b>Medel</b>	26 047	15 569	59,2

$$V_{\text{säsongslagring}} = \frac{59,2}{100} * 30\,360 \text{ m}^3 = 21\,556 \text{ m}^3$$

$$V_{\text{säsongslagringsdamm}} = V_{\text{säsongslagring}} - V_{\text{luftad dam}}$$

$$V_{\text{säsongslagringsdamm}} = 21\,556 \text{ m}^3 - 1\,800 \text{ m}^3 = 19\,756 \text{ m}^3 \approx \mathbf{19\,800 \text{ m}^3}$$

## Lakvattenflöde

Tabell 8.8. Variation i lakvattenflöde (månadsmedelvärde) över året och lakvattenflöde om lakvattenvolymen från perioden november-mars sprids ut jämt under året. Klimatfaktor på 20 % är inkluderat i båda kolumnerna.  $Q_{dim}$  och  $Q_{maxdim}$  för de två alternativen anges också. "Lakvatten vid lagring" har använts vid dimensionering i metod 1 och "lakvattenflöde" har använts i SBR-dimensionering.

	Lakvattenflöde (m <sup>3</sup> /d)	Lakvattenflöde vid lagring (m <sup>3</sup> /d)
<b>Januari</b>	126,7	
<b>Februari</b>	136,8	
<b>Mars</b>	114,4	
<b>April</b>	73,1	176,5
<b>Maj</b>	70,7	174,1
<b>Juni</b>	60,2	163,6
<b>Juli</b>	44,5	147,9
<b>Augusti</b>	72,7	176,1
<b>September</b>	43,8	147,2
<b>Oktober</b>	60,9	164,3
<b>November</b>	43,9	
<b>December</b>	95,2	
<b>Q<sub>maxdim</sub></b>	137	177
<b>Q<sub>dim</sub> (medel)</b>	79	164

## Grundvattennivå

Tabell 8.9. Medelvärden för grundvattennivån i grundvattenrör. För placering se provtagningspunkter (bilaga 1). Enhet: m u h. Hur långt under markytan grundvattennivån ligger har uppskattats från kartan i bilaga 1 där höjdkurvor är markerade.

År	GV1	GV2	GV3
2015	18,2	10,8	14,1
2016	18,0	10,1	13,7
2017	18,2	10,6	13,9
Medel	18,1	10,5	13,9
Meter under markytan	2	1	0,8

## Uppskattning av [susp]

Uppmätta halter suspenderat material (susp) mellan 2014-2017 redovisas i tabellen nedan. Halterna varierar stort och stämmer inte enligt NSR på grund av att de haft problem med att flödesmätaren har slammat igen.

Tabell 8.10. [susp] i lakvattnet sedan 2014.

Datum	[susp] (mg/l)
2014-03-25	4100
2014-06-24	2200
2014-08-25	980
2014-10-30	490
2014-11-11	78
2014-11-26	120
2015-03-16	2800
2015-06-01	5200
2015-06-15	8800
2015-06-16	3300
2015-08-19	5900
2015-11-24	880
2016-03-30	34
2016-06-21	46
2016-08-23	27
2017-03-20	25

Koncentrationer [susp] < 100 mg/l antogs därför vara rimliga värden, se tabell 8.11, varför medelvärdet av dessa på **42 mg/l** användes för vidare beräkningar.

Tabell 8.11. [susp] < 100 mg/l sedan 2014.

Datum	[susp] (mg/l)
2014-11-11	78
2016-03-30	34
2016-06-21	46
2016-08-23	27
2017-03-20	25
<b>Medel</b>	<b>42</b>

### Volym, luftad damm

En hydraulisk uppehållstid (HRT) på 10 dagar antogs vara tillräcklig för nitrifikation att ske.

$$V = Q_{maxdim} * HRT = 177 \frac{m^3}{d} * 10 d \approx 1800 m^3$$

### Luftningsbehov, luftad damm

Motsvarande beräkning som i fallet SBR utfördes för den luftade dammen (Morling, 2013), med undantaget att något syrebehov för oxidation av slam inte har inkluderats. Viss slambildning kommer att ske, varför detta undantag resulterar i att det beräknade luftningsbehovet är aningen underskattat. Hänsyn har heller inte tagits till syrebehov för oxidation av slam, Fe eller H<sub>2</sub>S. Trots att lakvattnet inte bedöms *behöva* minska BOD<sub>7</sub>-halten kommer BOD<sub>7</sub> i lakvattnet oavsett att oxideras, varför syrebehovet för detta även inkluderas i beräkningarna. Vidare antogs värden i tabell 8.12 gälla. [X] är i g/m<sup>3</sup>. [NO<sub>3</sub>-N]<sub>ut</sub>, [NH<sub>4</sub>-N]<sub>ut</sub> och [BOD<sub>5</sub>] beräknades genom:

$$[NO_3-N]_{ut} = [N-tot]_{ut} - [NH_4-N]_{ut} - [inert N]_{ut} = 11,25 \text{ mg/l}$$

$$[NH_4-N]_{ut} = 0,75 * [NH_4-N]_{in} = 0,75 * 25,4 \text{ mg/l} = 6,4 \text{ mg/l}$$

$$[BOD_5] = [BOD_7]/1,15 = 6,8 \text{ mg/l}/1,15 = 5,9 \text{ mg/l}.$$

Med formeln nedan kunde syrenettobehovet beräknas till 5,5 kg/d.

$$O_2 \text{ netto} = (a * Q([BOD_5]_{in} - [BOD_5]_{ut}) + c * Q([NH_4 - N]_{in} - [NH_4 - N]_{ut}) - d * Q([NH_4N]_{in} - [NH_4 - N]_{ut} - [NO_3 - N]_{ut}))/1000$$

$$O_2 \text{ netto} = (0,75 * 177 \text{ m}^3/\text{d} * (5,9 - 0) \text{ g/m}^3 + 4,59 * 177 \text{ m}^3/\text{d} * (25,4 - 6,4) \text{ g/m}^3 - 2,86 * 177 \text{ m}^3/\text{d} * (25,4 - 6,4 - 11,25) \text{ g/m}^3)/1000 \text{ g/kg} = 12,3 \text{ kg/d} = 0,51 \text{ kg/h}$$

Tabell 8.12. Designparametrar för AOR (actual oxygen requirements), syrenettobehovet.

Parameter	Värde	Enhet	Förklaring
<b>a</b>	0,75	kg O <sub>2</sub> /kg BOD, d	BOD respiration
<b>c</b>	4,59	kg O <sub>2</sub> /kg NH <sub>4</sub> , d	Oxidationsfaktor, NH <sub>4</sub>
<b>d</b>	2,86	kg O <sub>2</sub> /kg NO <sub>3</sub> , d	Denitrifikationskoefficient

Då bland annat syrets mättnadshalt är beroende av temperatur och vattenkemi måste bruttosyrebehovet beräknas enligt formel 13 (Morling, 2013). Parametrarna och dess värden förklaras i tabell 8.13. Parametrarna  $\alpha$  och  $\beta$  är specifika för AV, men då den luftade dammen påminner om en aktivt slam-process antas värdena kunna användas för lakvatten också. Syrebruttobehovet blir då 22,7 kg/d = 0,97 kg/h.

$$O_2 \text{ brutto} = O_2 \text{ netto} * \frac{C_{s(10)}}{\beta * C_{s(t)} - C_0} * \frac{K_{10}}{K_t} * \frac{1}{\alpha} \quad (13)$$

Tabell 8.13. Parametrar för beräkning av syrebruttobehovet enligt formel 13 (Morling, 2013).

Syrebehov (brutto)	Värde	Enhet	Förklaring
<b>T<sub>lakvatten</sub></b>	13,96	°C	Medeltemperatur under apr-okt (2013-2017)
<b>C<sub>s(10)</sub></b>	11,3	mg/l	Mättnadssyrehalt vid 10°C
<b>C<sub>s(t)</sub></b>	10,3	mg/l	Mättnadssyrehalt vid T <sub>lakvatten</sub>
<b>K<sub>10</sub>/K<sub>t</sub></b>	0,928	-	Förhållande mellan diffusionskonstanten vid 10°C och arbetstemperaturen (T <sub>lakvatten</sub> )
<b>C<sub>0</sub></b>	1,75	mg/l	Aktuell syrehalt vid normaldrift (1,5-2 mg/l)
<b><math>\alpha</math></b>	0,7	-	Förhållande mellan överföringskoefficienterna i AV och renvatten (beror på luftartyp och vattentyp)
<b><math>\beta</math></b>	0,98	-	Förhållande mellan syremättnadsvärdet i AV och renvatten

Luftning av dammen kan antingen ske med hjälp av yt- eller bottenluftare. På grund av krångel och behov av daglig tillsyn av bottenluftare på Filborna förespråkar NSR användning av

ytluftare i Nyvång<sup>20</sup>, varför just ytluftare används vid dimensioneringen av den luftade dammen i detta examensarbete. Med ovan beräknat syrebehov skulle en ytluftare av fabrikatet AIRE-O2 275 med effekten 1,5 kW vara tillräcklig för luftning av dammen, då den har en luftningseffekt på 1-1,2 kg O<sub>2</sub>/h.

### **Omrörningsbehov, luftad damm**

Omrörning av dammen behöver enligt Rennerfelt (1999) uppgå till 1,5 W/m<sup>3</sup>. Nödvändig omrörningseffekt (P) beräknades till 2,7 kW enligt formel 14. Omröraren antas behöva köras dygnet runt.

$$P = 1,5 \frac{W}{m^3} * 1249 m^3 = 2700 W \approx 2,7 kW \quad (14)$$

### **Fosforbehov, luftad damm**

Om lakvattnets karaktär inte uppfyller den C:N:P-kvot som bakterietillväxten kräver (100:5:1), kan fosfortillsats krävas (Cerne *et al.*, 2007; Avfall Sverige, 2011; Svenskt Vatten, 2007). Detta är fallet för lakvattnet från Nyvång deponi. Samma uträkning som för fosforbehov i SBR utfördes, men fosforbehovet sprids ut över sju månader (april – oktober) i stället för över hela året. Fosforsyrabehovet blir då = **2 l/d**.

### **Dimensionering av översilningsyta**

**Antag att N-avskiljning är dimensionerande:**

Då utsläppskravet för NH<sub>4</sub>-N är strängare än det för N-tot, sätts C<sub>ut</sub> som utsläppskravet för [NH<sub>4</sub>-N] = 3mg/l.

$$Q_{dim} = 30\,360 \text{ m}^3/\text{år}$$

$$C_{in} (\text{NH}_4\text{-N}) = 6,4 \text{ mg/l} [=C_{ut} \text{ från luftad damm}]$$

$$C_{ut} (\text{NH}_4\text{-N}) = 3 \text{ mg/l}$$

$$A_{\text{NH}_3} = 0,25 \text{ [N-avgång via ammoniakavgång och denitrifikation]}$$

$$U = 100 \text{ kg N/ha/år [växtupptag av kväve]}$$

$$A = (C_{in} - C_{ut} - A_{\text{NH}_3} * C_{in}) \frac{Q}{U} / 1000$$

$$A = (25,6 \text{ mg/l} - 3 \text{ mg/l} - 0,25 * 25,6 \text{ mg/l}) * 30\,360 \text{ m}^3/\text{år} / 100 \text{ kg/ha/år} = \mathbf{0,5 \text{ ha}}$$

$$L = Q / A = 30\,360 \text{ m}^3/\text{år} / (0,5 \text{ ha}) = 5556 \text{ mm/år}$$

Jämfört med RVF (2003) är detta en orimligt hög lakvattentillförsel.

---

<sup>20</sup> Samuel Svensson, miljöingenjör, NSR, e-mail, 2017-12-05. *Personlig kommunikation*

**Antag i stället att tillförd lakvattenmängd är dimensionerande:**

Antag att maximal lakvattentillförsel är 500 mm/år (baserat på RVF, 2003) och att 1,62 ha är största möjliga area som finns tillgänglig för översilning på fastigheten Nyvång 1:7. Detta ger det maximala möjliga flödet, Q:

$$L = 500 \text{ mm/år} = 0,5 \text{ m/år} \quad [\text{mm/år} = \text{l/m}^2/\text{år}]$$

$$A = 1,62 \text{ ha}$$

$$Q = L \cdot A = 0,5 \text{ m/år} \cdot 365 \text{ d/år} \cdot 1,62 \text{ ha} \cdot 10000 \text{ m}^2/\text{ha} = \mathbf{22,2 \text{ m}^3/\text{d}}$$

Detta flöde är 13,5 % av det dimensionerande flödet  $Q = 164 \text{ m}^3/\text{d}$ .

***Hur stor area behövs för att hela flödet ska kunna översilas?***

$$L = 500 \text{ mm/år} = 0,5 \text{ m/år}$$

$$Q = 30\,360 \text{ m}^3/\text{år}$$

$$A = Q/L = 30\,360 \text{ m}^3/\text{år} / 0,5 \text{ m/år} / 10\,000 \text{ m}^2/\text{ha} = \mathbf{6,1 \text{ ha}}$$

***Vad kan inkommande [NH<sub>4</sub>-N] vara då? Antag att utgående koncentration är 3 mg/l.***

$$A = 6,1 \text{ ha}$$

$$C_{\text{ut}} = 3 \text{ mg/l}$$

$$A_{\text{NH}_3} = 0,25$$

$$U = 100 \text{ kg N/ha/år} = 100 \cdot 10^6 \text{ mg N/ha/år}$$

$$Q = 3036 \cdot 10^3 \text{ l/år}$$

$$C_{\text{in}} = (C_{\text{ut}} + U \cdot A/Q) / (1 - A_{\text{NH}_3})$$

$$C_{\text{in}} = \mathbf{77,1 \text{ mg/l}} \gg \mathbf{6,4 \text{ mg/l}}$$

Dvs. allt kväve (NH<sub>4</sub>-N) i lakvattnet skulle oxideras och tillräcklig rening uppnås. Med andra ord kan 6,1 ha antas motsvara nödvändig yta för översilning, vilket också väljs för vidare beräkningar.

***Om 500 mm/år översilas på den tillgängliga ytan, vad kan inkommande NH<sub>4</sub>-N-halt vara?***

$$A = 1,62 \text{ ha}$$

$$Q = 22,2 \text{ m}^3/\text{d}$$

$$L = 500 \text{ mm/år}$$

$$C_{\text{in}} = (3 \text{ mg/l} + 100 \cdot 10^6 \text{ mg/ha/d} \cdot 1,62 \text{ ha} / 22,2 \cdot 10^3 \text{ l/d}) / (1 - 0,25) = \mathbf{11,1 \text{ mg NH}_4\text{-N/l}}$$

$$\text{Reningseffektivitet} = (11,1 \text{ mg/l} - 3 \text{ mg/l}) / 11,1 \text{ mg/l} = \mathbf{73 \%}$$

11,1 mg/l > 6,4 mg/l. Det vill säga, tillräcklig rening kan ske med ett flöde på 22,2 m<sup>3</sup>/d.

***Nedan följer två olika sätt att försöka lösa problemet (platsbristen).***

Antag att den luftade dammen efterföljs av anaeroba förhållanden, t.ex. i en damm som är tillräckligt stor för att 100 % nitrat från dammen oxideras till N<sub>2</sub>. Antag att kväveavskiljningen i översilningsytan är 73 %.

**Alternativ 1. Om 86,5 % av flödet enbart behandlades i en luftad damm och resterande (13,5 %) enbart översilades på 1,6 ha, vilken kväveavskiljning skulle då krävas i dammen för att komma ner i [NH<sub>4</sub>-N] = 3 mg/l (när utgående flöde från översilningsytan blandas med utgående flöde från dammen)?**

$$C_{\text{ut}} (\text{krav}) = 3 \text{ mg NH}_4\text{-N/l}$$

$$M_{\text{ut}} (\text{krav}) = 3 \text{ mg NH}_4\text{-N/l} * 164 \text{ m}^3/\text{d} = 493 \text{ g NH}_4\text{-N/d}$$

$$C_{\text{NH}_4\text{-red, översilning}} = (1-0,73) * 25,4 \text{ mg/l} = 7 \text{ mg/l} (= 7 \text{ g/m}^3)$$

$$M_{\text{NH}_4\text{-red, översilning}} = 7 \text{ g/m}^3 / 164 \text{ m}^3/\text{d} = 1126 \text{ g/d} > 493 \text{ g/d}$$

Då utgående massflöde redan innan kombination med flödet från den luftade dammen är större än det tillåtna förkastas detta alternativ.

**Alternativ 2. Antag att hela flödet luftas med en reningseffektivitet på 75 % NH<sub>4</sub>-N och att sedan 22,2 m<sup>3</sup>/d (=13,5 % av Q<sub>dim</sub>) översilas på 1,62 ha. Vad blir då utgående halt?**

$$C_{\text{ut, luftad damm}} = 6,4 \text{ mg/l}$$

$$C_{\text{ut, översilning}} = 6,4 \text{ mg/l} * (1 - 0,73) = 2 \text{ mg/l}$$

$$C_{\text{ut, kombinerat}} = 2 \text{ mg/l} * 0,135 + 6,4 * (1 - 0,75) = 5,8 \text{ mg/l} > 3 \text{ mg/l}$$

Att koncentrationen inte skulle understiga 3 mg/l kunde ha räknats ut innan: med reningsgrader under 88 % (= kravet) kommer halten aldrig komma ner i 3 mg/l.

Detta alternativ fungerar med andra ord inte heller och förkastas därför. Enda rimliga alternativ antas därför vara att först lufta lakvattnet för att sedan översila allt lakvattnet över 6,1 ha.

## Dimensionering av SBR

### *Massflöden*

Inkommande massflöden ( $M_X$ ) av kväve (kg/d) beräknades med formel 15, där  $C_X$  är inkommande koncentration av ämne X [mg/l] och  $Q_{maxdim}$  flödet i [ $m^3/d$ ]. Inkommande massflöden presenteras i tabell 8.14. Mängden inert kväve beräknades genom antagandet att det utgör 5 % av inkommande [N-tot] (Morling, 2013).

$$M_X = C_X * Q_{maxdim}/1000 \quad (15)$$

*Tabell 8.14. Inkommande massflöden av olika kvävefraktioner som ligger till grund för vidare beräkningar. Enhet: kg/d*

<b>Kvävefraktion</b>	<b>Massflöde in</b>
<b><math>M_{NH4-N}</math></b>	2,0
<b><math>M_{N-tot}</math></b>	2,6
<b><math>M_{N-inert}</math></b>	0,1
<b><math>M_{NO3-N}</math></b>	0,01

### *Nitrifikation och denitrifikation*

Mängd N att nitrifiera (kg/d) beräknades enligt formel 16, där reningsbehovet är 88,2 % enligt avsnitt 4.1.4. Formel 16 ger 2,3 kg N/d.

$$M_{N \text{ att nitrifiera}} = \frac{M_{N-tot} * \text{Reningsbehov}}{100} \quad (16)$$

Vidare beräknades nödvändig denitrifikationsgrad enligt formel 17 till 48 %. Koncentrationer som användes i beräkningen presenterades i tabell 4.12 och 4.13.  $[Inert-N]_{ut}$  beräknades genom antagandet att det utgör 5 % av [N-tot] (Morling, 2013).

$$\text{Denitrifikationsgrad} = \frac{[NH_{4,in}] - [NH_{4,ut}] - [NO_{3,ut}] - [Inert N_{ut}]}{[NH_{4,in}] - [NH_{4,ut}] - [Inert N_{ut}]} \quad (17)$$

Mängd  $NO_3-N$  att denitrifiera beräknades via formel 18 till 1,09 kg/d.

$$M_{NO3-N \text{ att denitrifiera}} = \text{denitrifikationsgrad} * M_{N \text{ att nitrifiera}} \quad (18)$$

### **Hydraulisk dimensionering med avseende på nitrifikation**

Nitrifikationshastigheten  $v_{\text{nitr}} = 0,8 \text{ gNH}_4\text{-N/kg VSS, h}$  uppskattades efter Morling (2010) och antas vara en konservativ uppskattning. Justering av hastigheten efter den aeroba tiden utfördes enligt formel 19, där  $t_{\text{fyll}}$  är tiden för fyllning och luftning av reaktorn (h) och  $t_{\text{luftning}}$  är tiden för luftning (h), se tabell 4.19 och figur 4.7.

$$v_{\text{nitr,justering efter luftning}} = v_{\text{nitr}} * \frac{\text{Antal cykler}}{\text{dygn}} * (t_{\text{fyll}} + t_{\text{luftning}}) \quad (19)$$

Nitrifikationshastigheten blev efter justering för luftning  $9,1 \text{ g NH}_4\text{-N/kg VSS, d}$ . Denna hastighet användes sedan för att beräkna behovet av flyktiga suspenderbara ämnen (VSS) för att nitrifikationen ska fungera med formel 20. Detta ger ett VSS-behov på  $249 \text{ kg/d}$ .

$$\text{Behov VSS för nitrifikation} = \frac{M_N \text{ att nitrifiera}}{v_{\text{nitr}}/1000} \quad (20)$$

Reaktorvolymen kan sedan, tillsammans med antagandet om SS-halten i den avsänkta reaktorn (= volym efter dekantering) på  $3 \text{ kg SS/m}^3$  (Morling, 2016), beräknas med formel 21 till  $83,0 \text{ m}^3$  avsänkt reaktor.

$$V_{\text{avsänkt}} = \frac{\text{Behov VSS för nitrifikation}}{3 \text{ kg SS/m}^3} \quad (21)$$

### **Hydraulisk dimensionering med avseende på denitrifikation**

Som denitrifikationshastighet antogs  $v_{\text{denitr}} = 1,5 \text{ g NO}_3\text{-N/kg VSS, h}$ , vilket bedöms vara ett konservativt antagande vid jämförelse med Svenskt Vatten (2007). Denna hastighet justerades sedan efter omrörningstiden, dvs den anoxa tiden, på ett dygn ( $t_{\text{omrörning}}$ ) enligt formel 22 till  $11,4 \text{ g NO}_3\text{-N/kg VSS, d}$ .

$$v_{\text{denitr,justering efter omrörning}} = v_{\text{denitr}} * \frac{\text{Antal cykler}}{\text{dygn}} * t_{\text{omrörning}} \quad (22)$$

Denitrifikationshastigheten användes sedan för att beräkna behovet av VSS för att denitrifikationen ska fungera med formel 23. Detta ger ett VSS-behov på  $96 \text{ kg/d}$ .

$$\text{Behov VSS för denitrifikation} = \frac{M_N \text{ att denitrifiera}}{v_{\text{denitr}}/1000} \quad (23)$$

Reaktorvolymen kan sedan, tillsammans med det tidigare antagandet om SS-halten i den avsänkta reaktorn på  $3 \text{ kg SS/m}^3$ , beräknas med hjälp av formel 24 till  $31,9 \text{ m}^3$ .

$$V_{\text{avsänkt}} = \frac{\text{VSS behov för denitrifikation}}{3 \text{ kg SS/m}^3} \quad (24)$$

### **Val av reaktorvolym**

Den största erhållna volymen från beräkningarna,  $83 \text{ m}^3$ , valdes som dimensionerande avsänkt volym. Till denna adderades volymen som behöver behandlas varje batch (formel 25), enligt formel 26. Detta gav en total reaktorvolym på  $134 \text{ m}^3$ , vilket avrundades till  $130 \text{ m}^3$ .

$$V_{\text{batch}} = \frac{Q_{\text{dim, dygnsflöde}}}{\text{Antal cykler/dygn}} \quad (25)$$

$$V_{\text{reaktor}} = V_{\text{avsänkt}} + V_{\text{batch}} = 130 \text{ m}^3 \quad (26)$$

## Reaktordimensioner

Reaktorn antogs vara cylinderformad med höjden 5 m. Arealen för reaktorn blir då 26 m<sup>2</sup> och diametern 5,8 m. Volymförhållandet avsaknad volym/fylld reaktorn beräknades till 63,5 %, vilket ligger inom det rekommenderade intervallet 60-100 %. Skillnaden mellan minsta vattendjup och högsta nivå är 2 m (rekommenderat < 2,2 m). Vidare är minsta vattendjup i reaktorn 3 m, vilket tangerar kravet på > 3 m (Morling, 2013).

## Omrörningsbehov

Enligt ATV-131E (2000) är omrörningsbehovet 1-5 W/m<sup>3</sup>. Medelvärdet 2,5 W/m<sup>3</sup> antogs för vidare beräkningar, som gav ett omrörningsbehov på 325 W.

## Luftningsbehov

Beräkning av luftningsbehov utfördes enligt Morling (2013): först beräknades ett nettosyrebehov och sedan ett bruttosyrebehov. Följande antaganden gjordes:

- allt kväve kan omvandlas till NH<sub>4</sub> förutom den del som kallas ”inert N”,
- inget slam assimileras i biomassan
- vissa parametrar ( $\alpha$  och  $\beta$  i tabell 8.16) antogs gälla även för lakvatten.

Vidare antogs värden i tabell 8.15 gälla. Med formel 27 kunde syrenettobehovet beräknas till 6 kg/d. [X] är i g/m<sup>3</sup>. [NO<sub>3</sub>-N]<sub>ut</sub> beräknades genom: [NO<sub>3</sub>-N]<sub>ut</sub> = [N-tot]<sub>ut</sub> - [NH<sub>4</sub>-N]<sub>ut</sub> - [inert N]<sub>ut</sub> = 11,25 mg/l och [BOD<sub>5</sub>] = [BOD<sub>7</sub>]/1,15 = 6,8/1,15 = 5,9 mg/l.

$$O_{2\text{ netto}} = a * Q([BOD_5]_{in} - [BOD_5]_{ut}) + b * [VSS] * V + c * Q([NH_4 - N]_{in} - [NH_4 - N]_{ut}) - d * Q([NH_4 - N]_{in} - [NH_4 - N]_{ut} - [NO_3 - N]_{ut}) \quad (27)$$

$$O_{2\text{ netto}} = (0,75 * 79 \text{ m}^3/\text{d} * (5,9 - 0) \text{ g/m}^3 + 0,25 * 1,9 \text{ kg MLVSS/m}^3 * 130 \text{ m}^3 + 4,59 * 79 \text{ m}^3/\text{d} * (25,4 - 3) \text{ g/m}^3 - 2,86 * 79 \text{ m}^3/\text{d} * (25,4 - 3 - 11,25) \text{ g/m}^3) / 1000 \text{ g/kg} = 6 \text{ kg/d}$$

Tabell 8.15. Designparametrar för AOR (actual oxygen requirements), syrenettobehovet.

Parameter	Värde	Enhet	Förklaring
a	0,75	kg O <sub>2</sub> /kg BOD, d	BOD respiration
b	0,25	kg O <sub>2</sub> /kg VSS, d	Endogen respiration
c	4,59	kg O <sub>2</sub> /kg NH <sub>4</sub> , d	Oxidationsfaktor, NH <sub>4</sub>
d	2,86	kg O <sub>2</sub> /kg NO <sub>3</sub> , d	Denitrifikationskoefficient

För att beräkna syrebruttobehovet antogs värdena i tabell 8.16 gälla (Morling, 2013). Formel 28 gav därmed ett syrebruttobehov på 9,7 kg/d.

$$O_{2\text{ brutto}} = O_{2\text{ netto}} * \frac{C_{s(10)}}{\beta * C_{s(t)} - C_0} * \frac{K_{10}}{K_t} * \frac{1}{\alpha} \quad (28)$$

Tabell 8.16. Designparametrar för SOTR (standard oxygen transfer rate), syrebruttobehovet.

Parameter	Värde	Enhet	Förklaring
$T_{\text{lakvatten}}$	10	°C	Dimensionerande temperatur
$C_{s(10)}$	11,23	mg/l	Mättnadssyrehalt vid 10°C
$C_{s(t)}$	11,23	mg/l	Mättnadssyrehalt vid $T_{\text{lakvatten}}$
$K_{10}/K_t$	1	-	Förhållande mellan diffusionskonstanten vid 10°C och arbetstemperatur
$C_0$	2	mg/l	Aktuell syrehalt vid normaldrift
$\alpha$	0,80	-	Förhållande mellan överföringskoefficienterna i AV och renvatten (beror på luftartyp och vattentyp)
$\beta$	0,95	-	Förhållande mellan syremättnadsvärdet i AV och renvatten

För att beräkna luftningsbehovet antogs följande:  $T_{\text{luft}} = 0^\circ\text{C}$ ,  $\text{densitet}_{\text{luft}} = 1,29 \text{ kg/m}^3$ , syreinhåll i luft = 27 %. Vidare antogs syret kunna diffundera ner till 0,3 m från ytan, dvs 4,7 m från botten. Syreeffektiviteten antogs till 4 %/m<sup>3</sup>, m. Följande beräkning utfördes sedan:

$$\text{Syreeffektivitet} = \frac{4\%}{100} * 0,27 = 0,01 \text{ kg } \frac{\text{O}_2}{\text{m}^3}, \text{ m} \quad (29)$$

Totalt luftflödesbehov beräknades med formel 30 till 191 Nm<sup>3</sup>/d.

$$\text{Totalt luftflöde} = \frac{O_{2,\text{brutto}}}{\text{Syreeffektivitet} * d_{\text{jup syrediffusion}}} = 190,8 \text{ Nm}^3/\text{d} \quad (30)$$

Antal luftade timmar per dygn är (1,5 + 3)h/cykel \* 2,5 cykler/dygn = 11,4 h/dygn. Krav på luftflödeskapacitet bestämdes till:

$$\text{Luftflödeskapacitet} = \frac{\text{Totalt luftflöde}/\text{h} * 24 \text{ h}}{\text{Syreeffektivitet} * d_{\text{jup syrediffusion}} * \text{luftade h/dygn}} = 16,8 \text{ Nm}^3/\text{d} \quad (31)$$

Syreförbrukningen per kWh antogs till 3 kg O<sub>2</sub>/kWh. Energiförbrukningen kunde då beräknas till 1/3 kg O<sub>2</sub>/kWh = 0,33 kWh/kg O<sub>2</sub>. Den dagliga energiförbrukningen beräknades därmed till:

$$\text{Energiförbrukning} = 0,33 \text{ kWh/kg O}_2 * 9,7 \text{ kg O}_2/\text{d} = 3,2 \text{ kWh/d.}$$

## Uppvärmningsbehov

Energibehovet  $P$  (W) för uppvärmning av lakvattnet till  $10^{\circ}\text{C}$  beräknades med formel 32,

$$P = m * c_p * (T_{\text{önskad}} - T_{\text{in}}) * F / (3,6 \frac{\text{J}}{\text{kWh}}) \quad (32)$$

där massan ( $m$ ) av lakvattnet beräknades genom  $m = Q * 998 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3}$ , där  $Q$  var månadsflödet i tabell 8.17 och den specifika värmekapaciteten för vatten  $c_p = 4180 \text{ J/kg, K}$ . Värmeförluster antogs till 10 %, varför faktorn  $F$  sattes till  $100/90 = 1,11$  för att kompensera för det. Energibehovet presenteras i tabell 8.17

*Tabell 8.17. Flöden, temperaturer och energibehov för att värma upp lakvattnet till  $10^{\circ}\text{C}$ .*

<b>Månad</b>	<b>Flöde</b> $\text{m}^3/\text{d}$	<b>Flöde</b> $\text{m}^3/\text{mån}$	<b>Temp.</b> <b>(in)</b> $^{\circ}\text{C}$	<b>Önskad</b> <b>Temp.</b> $^{\circ}\text{C}$	<b>Energibehov</b> $\text{MWh}/\text{mån}$
<b>Jan</b>	127	3866	5,6	10	22
<b>Feb</b>	137	4171	8,1	10	10
<b>Mar</b>	114	3489	9,3	10	3
<b>Apr</b>	73	2228	10,2	10,2	0
<b>Maj</b>	71	2158	13,0	13,0	0
<b>Jun</b>	60	1835	16,3	16,3	0
<b>Jul</b>	44	1356	17,0	17,0	0
<b>Aug</b>	73	2217	15,7	15,7	0
<b>Sep</b>	44	1336	13,4	13,4	0
<b>Okt</b>	61	1856	13,5	13,5	0
<b>Nov</b>	44	1338	7,7	10	4
<b>Dec</b>	95	2905	7,3	10	10
<b>Hela året</b>	943	28756	11,4	11,4	49 MWh/år

## Utjämningsdamm innan SBR

För att utjämna flödestoppar och kunna lagra lakvatten vid eventuellt underhåll av SBR-tanken dimensioneras en utjämningsdamm. Lagringsbehovet antas vara 10 dagar med maxflöde inklusive klimatfaktor, det vill säga ett flöde på  $137 \text{ m}^3/\text{d}$ . Fyllnadsgraden i dammen antogs till 80 %, vilket gav en volym på  $900 \text{ m}^3$ .

$$V_{\text{utjämningsdamm}} = (Q_{\text{max}} * 10d)/0,8 = 856 \text{ m}^3 \approx 900 \text{ m}^3 \quad (33)$$

## Kolkällebehov

Inkommande COD-halt antas inte kunna bidra till COD-behovet hos bakterierna. Därför tillsätts kolkällan Brenntaplus. COD-halten i Brenntaplus är  $1000 \text{ kg}/\text{m}^3$  och densiteten är  $1270 \text{ kg}/\text{m}^3$  (Carlson och Hallin, 2014). COD-behovet per g reducerat N är enligt Adolfsson (2017) ”närmare 3 g COD/g N red”. För att vara konservativ antas COD-behovet till 4 g COD/g N red (Ehring och Robinson, 2010). Detta ger ett COD behov på  $4,3 \text{ kg COD}/\text{d}$  enligt formel 34.

$$COD_{\text{behov}} = M_{N \text{ att denitrifiera}} * \frac{4 \text{ g COD}}{\text{g N red}} \quad (34)$$

Behovet av kolkällan Brenntaplus beräknades sedan till 4 l/d eller 1,7 l/sats, vilket ger en  $[COD]_{\text{kolkälla}} = 13,2 \text{ mg}/\text{l}$  i tanken. Om kolkällan tillsätts under 1 h under omrörningen krävs en pump med kapaciteten 1,7 l/h.

## Fosforsyradosering SBR

C:N:P-förhållandet i reaktor bör vara 100:5:1, vilket kan användas för beräkning av hur mycket fosfor som behöver tillsättas processen för att bakterierna ska växa optimalt. Inkommande flöden av kväve och fosfor är:

$$M_{N\text{-tot, in}} = 2,6 \text{ kg}/\text{d}$$

$$M_{P\text{-tot, in}} = 0,10 \text{ kg}/\text{d}$$

$$Fosforbehov = \frac{\frac{2,6 \text{ kg}}{\text{d}}}{\frac{5 \text{ kg N}}{\text{kg P}}} - \frac{0,1 \text{ kg}}{\text{d}} = 0,41 \text{ kg} \frac{\text{P}}{\text{d}} \quad (35)$$

Fosfor doseras till exempel genom tillsats av fosforsyra, med följande specifikationer:

$$\text{Densitet} = 1,58 \text{ kg}/\text{l}$$

$$\text{Viktandel P i } \text{H}_3\text{PO}_4 = 30\%$$

$$\text{Koncentration} = 70 \%$$

$$Fosforsyrabehov = \frac{0,41 \text{ kg P}/\text{d}}{1,58 \frac{\text{kg}}{\text{l}} * 0,3 * 0,75} = 1,16 \text{ l}/\text{d} \quad (36)$$

$$\text{Tillsats av } \text{H}_3\text{PO}_4 = 1,16 \text{ l}/\text{d} / 2,5 \text{ sats}/\text{d} = 0,46 \text{ l}/\text{sats}$$

$$\text{Tid för dosering} = 1 \text{ h}$$

$$\text{Pumpkapacitet} = 0,46 \text{ l}/\text{h}$$

### Alkalinitetskontroll SBR

Alkalinitet, inkommande lakvatten = 1475 mg HCO<sub>3</sub>/l

Alkalinitetssänkning, nitrifikation = 4,3 mg HCO<sub>3</sub>/mg NH<sub>4</sub>-N (Morling, 2013)

$$\text{Total sänkning} = \frac{\text{Alkalinitetsänkning} * \text{Mängd den. NO}_3}{Q_{dim}} * 1000 = \frac{4,3 \text{ mg} \frac{\text{HCO}_3}{\text{mg NO}_3} * \frac{0,85 \text{ kg}}{d}}{79 \frac{\text{m}^3}{d}} * 100 = 249 \text{ mg HCO}_3/\text{l} \quad (37)$$

Alkalinitetshöjning, denitrifikation = 8,7 mg HCO<sub>3</sub>/mg NO<sub>3</sub>-N (Morling, 2013)

$$\text{Total höjning} = \frac{\text{Alkalinitetshöjning} * \text{Mängd N att nitrifiera}}{Q_{dim}} * 1000 = \frac{8,3 \text{ mg} \frac{\text{HCO}_3}{\text{mg NO}_3} * \frac{1,8 \text{ kg}}{d}}{79 \frac{\text{m}^3}{d}} * 100 = 58,8 \text{ mg HCO}_3/\text{l} \quad (38)$$

Alkalinitet efter denitrifikation = 1475 – 249 + 58,8 mg HCO<sub>3</sub>/l = 1404 mg HCO<sub>3</sub>/l

Enligt Metcalf och Eddy (2004) är 60-70 mg HCO<sub>3</sub>/l vanligt att ”sika på” efter denitrifikationen. Då den beräknade alkaliniteten är mycket högre än denna och pH-värdet på inkommande lakvatten är 7, antas ingen pH-justering behöva göras för att upprätthålla alkaliniteten på denna nivå.

### Kostnadsberäkningar SBR, antaganden

- Reaktorvolym: 130 m<sup>3</sup> är volymen som slammet tar upp. En säkerhetsmarginal på ca 1 m beräknas vara nödvändigt upp till kanten på reaktorn. Detta skulle ge en fyllnadsgrad på ca 90 % och en total reaktorvolym på 130/0,9 = 144 m<sup>3</sup>, vilket rundas upp till 150 m<sup>3</sup>.
- Kostnad för NH<sub>4</sub>-, NO<sub>3</sub>- och PO<sub>4</sub>-mätare, eventuell slambortförsel och avvattnings samt eventuellt poleringssteg har inte inkluderats i kostnadsberäkningen.
- SBR:en föreslås ligga i arbetsytans sydvästra hörn, nära nuvarande lakvattendamm. Asfaltering av 500 m<sup>2</sup> bedöms därför behövas.
- Ytterligare kostnader som eventuellt tillkommer är kostnader för skumdämpare.
- Ingen utjämningsdamm nedströms reaktorn behövs.

### Avskrivningar, annuitetsmetoden

Avskrivningstid och internränta bestämdes efter kontakt med NSR.

R = internränta = 8 %

A = avskrivningstid = 6 år

$$\text{Annuitet} = 100 * \left( \frac{R}{100} * \left( 1 + \frac{R}{100} \right)^A \right) / \left( \left( 1 + \frac{R}{100} \right)^A - 1 \right) = 21,6 \% \quad (39)$$

Avskrivning = investeringskostnad \* (annuitet/100)