Ansökan enligt miljöbalken – komplettering V och bemötande – oktober 2016

Toppdokument
Begrepp och definitioner

Bilaga K:10
Summering av inlämnade dokument, rättelser och kompletterande information i ansökan om tillstånd enligt miljöbalken

Bilaga MKB
Miljökonsekvensbeskrivning

- **Bilaga K:20**
  Tilläggs-MKB
- **Bilaga K:26**
  Ökat berguttag och hantering av bergmassor

Bilaga AH
Verksamheten och de allmänna hänsynsreglerna

Bilaga TB
Teknisk beskrivning

- **Bilaga K:24**
  Revidering av teknisk beskrivning
- **Bilaga K:26**
  Ökat berguttag och hantering av bergmassor

Bilaga KP
Förslag till kontrollprogram för yttre miljö

Bilaga RS
Rådighet och sakägarförteckning

Bilaga PV
Platsval – lokalisering av slutförvaret för använt kärnbränsle
- **Bilaga K:19**
  Säkerhetsrelaterade platsegenskaper – en relativ jämförelse av Forsmark med referens-mråden

Samrådsredogörelse
- **Bilaga K:21**
  Samrådsredogörelse – utökad mellanlagring

Metodik för miljökonsekvensbedömning

Vattenverksamhet Laxemar-Simpevarp
- **Bilaga K:22**
  Bortledande av grundvatten – Clink

Vattenverksamhet i Forsmark I Bortledande av grundvatten
- **Bilaga K:6**
  Vattenverksamhet i Forsmark
- **Bilaga K:7**
  Bortledande av grundvatten från slutförvarsanläggningen i Forsmark

Vattenverksamhet i Forsmark II Verksamheter ovan mark

Avstämning mot miljömål

Bilaga K:4
Komplettering avseende vattenhantering och vattenverksamhet

Bilaga K:5
Konsekvensbedömning för vattenmiljöer
Mellanlagring, inkapsling och slutförvaring av använt kärnbränsle.
- ~~**Bilaga K:25**~~
  ~~Påverkan på vattenmiljöer – Clink~~

Bilaga K:14
Berg- och bentonittransporter – Kärnbränsleförvaret i Forsmark

Bilaga K:15
Pilotförsök med vattentillförsel till en våtmark i Forsmark

Bilaga K:16
Inventering av gölgroda, större vattensalamander och gulyxne i Forsmark 2012

Bilaga K:17
Åtgärder för bevarande och utveckling av naturvärden i Forsmark

Bilaga K:18
Sammanfattning av påverkan på skyddade arter i Forsmark

Bilaga MV
Metodval – utvärdering av strategier och system för att ta hand om använt kärnbränsle
- **Bilaga K:11**
  SKB:s jämförande bedömningar av andra studerade metoder än den valda metoden, KBS-3
- **Bilaga K:12**
  Uppdatering av rapporten Principer, strategier och system för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle
- **Bilaga K:13**
  Uppdatering av rapporten Jämförelse mellan KBS-3-metoden och deponering i djupa borrhål för slutligt omhändertagande av använt kärnbränsle

Kompletteringsyttrande I–IV
Komplettering V och bemötande
- **Bilaga K:1**
  Förslag till villkor
- **Bilaga K:2**
  Ämnesvisa svar på kompletteringsönskemålen
- **Bilaga K:3**
  Frågor och svar per remissinstans

Bilaga SR
Säkerhetsredovisning för slutförvaring av använt kärnbränsle
- **Bilaga SR-Drift**
  Säkerhetsredovisning för drift av slutförvarsanläggningen
  - **Kapitel 1** Introduktion
  - **Kapitel 2** Förläggningsplats
  - **Kapitel 3** Krav och konstruktionsförutsättningar
  - **Kapitel 4** Kvalitetssäkring och anläggningens drift
  - **Kapitel 5** Anläggnings- och funktionsbeskrivning
  - **Kapitel 6** Radioaktiva ämnen i anläggningen
  - **Kapitel 7** Strålskydd och strålskärmning
  - **Kapitel 8** Säkerhetsanalys
- **Bilaga SR-Site**
  Redovisning av säkerhet efter förslutning av slutförvaret

~~**Bilaga F**~~
~~Preliminär säkerhetsredovisning Clink~~
Ersatt av bilaga K:23 och K:24
- **Bilaga K:23**
  Radiologiska konsekvenser – Clab/Clink

DokumentID
1386598, (3.0 Godkänt)
Reg nr

Sekretess
Öppen
Dokumenttyp
Rapport

Författare
2016-03-18 Olle Hjerne
Mats Tröjbom
Sofie Tunbrant

Kvalitetssäkring
2016-10-17 Mikael Gontier (Tillstyrkan)
2016-10-17 Helene Åhsberg (Godkänd)
Kommentar

Konsekvensbedömning för vattenmiljöer - Mellanlagring, inkapsling och slutförvaring av använt kärnbränsle

Bilaga K:5

Detta dokument ersätter version 2.0 som lämnades in med komplettering II (september 2014) samt bilaga K:25 Påverkan på vattenmiljöer i samband med uppförande och drift av Clink (SKBdoc 1469340 ver 1.0) som lämnades in med komplettering III (mars 2015).

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Sammanfattning

SKB planerar för att uppföra ett slutförvar för använt kärnbränsle i Forsmark (Kärnbränsleförvaret). Själva uppförandet innefattar bland annat sprängning och hantering av bergmassor. Driftskedet innebär deponering av kapslar med använt kärnbränsle parallellt med ett fortsatt uttag av berg för nya deponeringstunnlar.

Före deponering i Kärnbränsleförvaret ska det använda kärnbränslet kapslas in i täta kopparkapslar. En del för inkapsling av det använda kärnbränslet är tänkt att ligga i direkt anslutning till Clab (Mellanlager för använt kärnbränsle) i Simpevarp och gemensamt kallas anläggningarna Clink. Uppförandet av inkapslingsdelen innebär också uttag av bergmassor, om än i begränsad omfattning.

Alla bergarbeten innebär att oorganiskt kväve i form av ammonium och nitrat kan frigöras på grund av eventuellt spill vid handhavandet av sprängämne eller vid ofullständig detonering. En del av det frigjorda kvävet löser sig i länshållningsvatten som pumpas till vattenrecipient och resterande del följer med sprängstensmassorna upp till marknivå. Med anledning av frågor som ställts inom ramen för tillståndsprövningen enligt miljöbalken för mellanlagring, inkapsling och slutförvaring av använt kärnbränsle (KBS-3-systemet), kompletterar SKB beräkningarna för spridning av det frigjorda oorganiska kvävet samt påverkan och konsekvenser av tillskottet i närliggande kustvattenmiljöer.

För *Forsmark* beaktas särskilt påverkan av ytterligare kvävebelastning på Natura 2000-områdena Skaten-Rångsen och Kallriga samt konsekvenserna för vattenförekomsterna Öregrundsgrepen och Kallrigafjärden i förhållande till relevanta miljökvalitetsnormer (MKN) och lokala förutsättningar. På en övergripande nivå belyses även konsekvenserna i förhållande till relevanta nationella miljökvalitetsmål.

SKB planerar även att bygga ut befintligt slutförvar för kortlivat radioaktivt avfall i Forsmark (SFR). Byggskedet för utbyggnaden kan komma att pågå samtidigt med uppförandet av Kärnbränsleförvaret. Därför ligger huvudfokus i rapporten på att belysa potentiella kumulativa effekter av största tänkbara utsläpp av kväve till kustvattenmiljöerna i Forsmark från SKB:s verksamheter.

Del I – Kärnbränsleförvaret i Forsmark

Beskrivning av miljöförhållanden

Fokus i beskrivningen av miljöförhållandena i vattenområdena ligger på närsalterna kväve och fosfor. Under vinterhalvåret är tillväxten ljusbegränsad, vilket gör att inte alla närsalter i vattnet kan nyttjas av producenterna och närsaltskoncentrationerna i vattnet ökar. Under sommarhalvåret när ljustillgången är stor, blir kväve och/eller fosfor en bristvara och begränsar produktionen av växtplankton och bottenvegetation. Det är bara när kväve är begränsande för produktionen som lokala övergödningseffekter av ett kväveutsläpp är möjliga.

Vattenområdena utanför Forsmark karaktäriseras av öppna fjärdar mot havet och relativt smala skärgårdar. Forsmark tillhör vattenförekomsten Öregrundsgrepen (SE603000-181500), som har en stor vattenomsättning med genomsnittlig omsättningstid på cirka 20 dagar. Kväve tillförs Öregrundsgrepen från en rad olika källor. Det stora vattenutbytet med det omgivande Bottenhavet utgör den största kvävekällan, eftersom Östersjöns vattenmassa innehåller stora mängder kväve. Från omgivande landområden, där areella näringar som jordbruk och skogsbruk bidrar i hög grad till kväveläckage, tillförs kväve genom direkt avrinning eller via större vattendrag. Kväve tillförs även direkt till Öregrundsgrepens vattenmassa via nederbörd från källor långt borta samt från punktkällor som till exempel avloppsreningsverk.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Övergödningen av Sveriges kuster och omgivande hav är sedan lång tid ett av de stora miljöproblemen, där framför allt egentliga Östersjön är påverkat.

Utöver en säsongsvariation och en rumslig variation av närsaltshalter, finns även en naturlig mellanårsvariation som speglar till exempel växlingar i klimat. Den naturliga variationen i Öregrundsgrepen är stor i förhållande till tillkommande utsläpp av kväve, vilket kan göra det svårt att upptäcka eventuella effekter av utsläppen från SKB:s verksamhet.

Tillkommande kväve, spridningsberäkningar och partikelspårning

Vid användning av sprängmedel och sprängning frigörs kväve bland annat i form av ammoniak (NH_3), ammonium (NH_4^+) och nitrat (NO_3^-) som löser sig i vattnet eller fastnar på sprängstensmassorna. Uppförandet av Kärnbränsleförvaret och utbyggnaden av SFR medför utsläpp av kväve till vattenområden via länshållningsvatten och spillvatten samt från utfyllnad av vattenområden och via lakvatten från bergupplag. Lakvatten och spillvatten kommer att renas i Forsmarks kraftverks avloppsreningsverk, som kommer att anpassas med målsättningen att uppnå en 90-procentig reningsgrad avseende kväve i stället för dagens cirka 40 procent.

Beroende på när uppförandet av Kärnbränsleförvaret och utbyggnaden av SFR påbörjas, kommer utsläppen av kväve från respektive verksamhet att sammanfalla på olika sätt och ge upphov till olika totala utsläpp *enskilda år*. Den kumulativa konsekvensbedömningen av kväveutsläppen utgår från två olika scenarier, maxscenariot som representerar det enskilda år då kombination av startår ger maximalt utsläpp och utfyllnadsscenariot som representerar det år där utfyllnaderna vid SFR är som störst i kombination med maximala utsläpp från Kärnbränsleförvaret. Maxscenariot ger ett utsläpp på sammanlagt 20,6 ton kväve till vattenrecipienten och utfyllnadsscenariot 17,5 ton, om allt kväve antas lakas ur sprängstensmassorna samma år som berget bryts. Utsläppen av kväve har generaliserats till sex utsläppspunkter.

Haltförhöjningen i recipienten har beräknats med hjälp av en tredimensionell hydrodynamisk strömningsmodell för Öregrundsgrepen. Modellen tar bland annat hänsyn till densitetsskiktning på grund av temperatur och salthalt, densitetsdriven strömning, vindens drivning på ytan, strömning orsakad av vattenståndsvariationer samt tillflöden från land. Varje utsläppspunkt modelleras individuellt och summeras i efterhand i önskade kombinationer. Resultaten från beräkningarna ger en överskattning av halterna av kväve, eftersom modellen inte tar hänsyn till varken att det sker ett upptag av kväve i bottenvegetation utefter strömningsvägarna, att kväve fastläggs i bottensediment eller avgår i gasform till atmosfären.

Den hydrodynamiska strömningsmodellen kombinerades med en partikelspårningsmodell. Resultaten från partikelspårningen ger information om var partiklar från respektive utsläppspunkt, befinner sig vid ett givet tillfälle. Därigenom kan analyser göras av hur stor del av partiklarna (kvävet) som passerar till exempel ett Natura 2000-område, hur lång tid transporten till området tar och hur länge partiklarna stannar i området. Dessa uppgifter används för att uppskatta hur stora mängder kväve som skulle kunna fastläggas i bottenvegetationen utmed spridningsvägarna.

Sammanfattande bedömning av konsekvenser

Uppförandet och driften av Kärnbränsleförvaret i Forsmark kommer att ge upphov till utsläpp av kväve via länshållningsvatten (efter olje- och slamavskiljning), renat lakvatten från bergupplaget och renat spillvatten. Under uppförandeskedet kan även utfyllnad av land- och vattenmiljöer ge upphov till utsläpp av kväve till vatten. Under de cirka sju år som det huvudsakliga berguttaget med sprängning sker under uppförandeskedet och givet försiktiga antaganden kan sammanlagt upp till 25 ton kväve (mest år 5 med drygt 8 ton, minst år 7 med

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

knappt 1 ton och övriga år cirka 3 ton) tillföras recipienten. Under det cirka 40 år långa driftskedet kommer cirka 1,9 ton kväve att tillföras recipienten per år.

Antaganden som gjorts för indata till modelleringar är försiktiga, vilket leder till att resultaten från beräkningarna av påverkan och effekter blir överskattade. Det i sin tur medför att de bedömda konsekvenserna också blir överskattade. Det finns goda skäl att – med hänsyn till produktutveckling och platsegenskaper (relativt torrt berg) samt med tydliga rutiner för sprängningsarbeten, tro att det är möjligt att halvera de kväveutsläpp som antagits och att konsekvenserna blir mindre än vad som anges här.

Det är även värt att notera att övriga tillskott av kväve till aktuella vattenförekomster, från till exempel jordbruks- och skogsmark, är mångfaldigt större än tillskotten från SKB:s verksamhet.

Miljökvalitetsnormer (MKN)
Utsläppen av kväve från uppförandeskedet av Kärnbränsleförvaret bedöms sommartid maximalt kunna orsaka haltförhöjningar av totalkväve i vattenförekomsterna Öregrundsgrepen och Kallrigafjärden på cirka 0,5 mikrogram per liter (µg/l), vilket motsvarar en haltförhöjning på cirka 0,2 procent över rådande bakgrundshalt för totalkväve. Tillförseln av oorganiskt kväve kommer att medföra att produktionen av bland annat växtplankton ökar, vilket beräknas medföra förhöjda klorofyllhalter på i storleksordningen 0,05 µg/l eller 2 procent över rådande bakgrund. För ljusförhållandena (siktdjup) bedöms förändringarna bli mindre än för klorofyll A. Konsekvenser för bottenfauna är mer svårbedömda, men effekterna bedöms inte bli större än för vattenkvaliteten.

Om uppförandet av Kärnbränsleförvaret sammanfaller med utbyggnaden av SFR (kumulativa effekter) förväntas haltförhöjningarna att bli som mest drygt dubbelt så stora.

Under driftskedet utgör de årliga utsläppen en knapp tiondel av de maximala utsläppen under byggskedet och därmed blir även effekterna på MKN ute i Öregrundsgrepen betydligt mindre under driftskedet.

Sammanfattningsvis bedöms det inte föreligga någon risk för att någon tillämplig kvalitetsfaktor ska försämras till en lägre klass eller att miljökvalitetsnormen inte kan följas under uppförande och drift av Kärnbränsleförvaret. Det gäller även om utbyggnaden av SFR sammanfaller med uppförandet av Kärnbränsleförvaret. I sammanhanget ska också påpekas att den största påverkan, under uppförandet av Kärnbränsleförvaret, är temporär (7 år) och att utsläppen under det värsta året, som konsekvensbedömningarna baseras på, är flerfaldigt större än resterande år under uppförandeskdet.

Natura 2000-områden
Mycket tyder på att endast en liten del av kvävet från utsläppen kommer att påverka Natura 2000-områdena Skaten-Rångsen och Kallriga, i synnerhet de skyddsvärda habitaten i de grunda och skyddade inre delarna. Dels är det endast en liten del av det kväve som släpps ut som kan komma att passera Natura 2000-områdena, dels tar det i genomsnitt drygt två veckor för kvävet att transporteras till områdena medan uppehållstiden där endast är något enstaka dygn. Det mesta av kvävet kommer därför antingen att fastna i bottenvegetationen innan det når områdena eller inte hinna tas upp i områdena innan det transporteras vidare.

Även med ett försiktigt antagande om kväveupptaget i bottenvegetationen, det vill säga att upptaget antas vara betydligt mindre effektivt *på vägen till*, jämfört med *i* Natura 2000-områdena, kommer endast en mindre del av kvävet att tas upp av bottenvegetationen inom Natura 2000-områdena.

De kumulativa effekterna av uppförandet av Kärnbränsleförvaret och utbyggnaden av SFR skulle kunna resultera i att cirka 5 respektive 2 procent av de totala kväveutsläppen under sommaren tas upp av bottenvegetationen i Skaten-Rångsen respektive Kallriga. Under året med störst utsläpp utgör det 400 kilogram respektive 160 kilogram kväve, vilket motsvarar 3

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

respektive 8 procent av kväveinnehållet i den snabbväxande bottenvegetationen i områdena. Detta indikerar att påverkan av kväveutsläppen skulle bli mycket begränsade i Natura 2000-områdena och eventuella konsekvenser bedöms som marginella.

De flesta typiska arter av bottenvegetation som observerats i Skaten-Rångsen förekommer även i den betydligt mer övergödda Kallrigafjärden (de yttre delarna av fjärden tillhör Kallriga Natura 2000-området) och övriga arter anses inte vara kvävekänsliga. Bedömningen är därför att de temporära kväveutsläppen från SKB:s verksamheter, inte på ett betydande sätt kan påverka de typiska arterna i Natura 2000-områdena.

Under driftskedet av Kärnbränsleförvaret blir effekterna på Natura 2000-områdena ännu mindre än under uppförandeskedet.

Effekter nära utsläppspunkterna
De största effekterna av kväveutsläppen kommer att uppstå nära utsläppspunkterna inne i Asphällsfjärden och vid utloppet från Biotestsjön. Uppskattningsvis blir den maximala ökningen av klorofyllkoncentrationerna under uppförandeskedet omkring 50 procent i upp till en kvadratkilometer runt utsläppspunkterna. Under Kärnbränsleförvarets driftskede kan de lokala effekterna inne i Asphällsfjärden bli ännu större om kylvattenintaget till kärnkraftverket stoppas. Snabbväxande fintrådiga alger skulle kunna öka i området och i så fall skulle bottenvegetationens artsammansättning påverkas. En mer omfattande förlust av bottenvegetation är inte trolig.

Höga ammoniumhalter (som beroende på pH och temperatur omvandlas till *ammoniak*) kan vara toxiskt för bland annat fisk. Bedömningen är att ammoniakhalter i närheten av referensvärdet för ammoniak enligt miljökvalitetsnormen för ekologisk status, skulle kunna uppstå mycket lokalt (några få hektar) runt utsläppspunkterna, men att det då finns goda möjligheter för till exempel fisk att undvika dessa halter genom korta förflyttningar inom området.

Del II – Mellanlagring och inkapsling i Simpevarp

Driften av Clink (Clab med tillbyggd del för inkapsling av det använda kärnbränslet) i Simpevarp kommer att ge upphov till utsläpp av länshållningsvatten, renat spillvatten och uppvärmt kylvatten.

Länshållningsvattnet och det renade spillvattnet innehåller näringsämnen i form av oorganiskt kväve. Eftersom de utsläppta mängderna är mycket små i förhållande till den naturliga omsättningen av kväve i vattenförekomsten Simevarpsområdet bedöms den tillfälliga haltförhöjningen över aktuell bakgrund på 0,002 procent att endast mycket marginellt påverka kväveflöden eller växtplanktonproduktion i vattenförekomsten som helhet. Utsläppen av näringsämnen bedöms därför inte ha någon reell påverkan på de kvalitetsfaktorer och parametrar som ingår i bedömningen av ekologisk status. Sammanfattningsvis bedöms det inte föreligga någon risk för att någon tillämplig kvalitetsfaktor ska försämras till en lägre klass eller att miljökvalitetsnormen inte kan följas. I sammanhanget ska också påpekas att påverkan är mycket temporär.

Kväveutsläppen kan dock ge upphov till lokala effekter i området nära utsläppspunkten beroende på kylvattenflödets storlek. Vid ett kylvattenflöde motsvarande en reaktor (O3) bedöms de lokala effekterna i närområdet bli marginella under det år som utsläppen förväntas pågå. Om kylvattenflödet helt skulle upphöra kommer lokala effekter att uppkomma, men de bedöms inte få några långsiktiga konsekvenser på grund av att utsläppet endast kommer att ske under ett år och de aktuella mängderna kväve är begränsade.

Utsläppet av uppvärmt kylvatten tillför Hamnefjärden värmeenergi som kan påverka recipientens växt- och djurliv. Clinks bidrag är dock mycket litet i förhållande till bidraget från kärnkraftverket (cirka en tusendel). Utsläppet av uppvärmt kylvatten från Clink bedöms därför som försumbart.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Innehållsförteckning

1 Inledning ... 8

Del I – Kärnbränsleförvaret i Forsmark ... 10

2 Nuvarande och planerade verksamheter i Forsmark ... 11
2.1 Kärnbränsleförvaret ... 11
2.2 Övriga verksamheter ... 13

3 Platsen och miljöförhållanden i vattenområdena ... 16
3.1 Områdesbeskrivning och geografiska avgränsningar ... 16
3.2 Ytvattenhalter av kväve och fosfor ... 21
3.3 Källor till kväve i Forsmarksområdet ... 28
3.4 Halter av övriga ämnen ... 30

4 Utsläpp av kväve från SKB:s verksamhet ... 32
4.1 Kvävets ursprung ... 32
4.2 Antaganden för beräkningar ... 32
4.3 Kvävekällor – Kärnbränsleförvaret ... 33
4.4 Kvävekällor – utbyggnaden av SFR ... 34
4.5 FKA:s avloppsreningsverk ... 35
4.6 Sammanlagda utsläpp av kväve ... 36
4.7 Haltförhöjning, spridning och transport ... 39

5 Ekologiska effekter av tillfört kväve ... 49
5.1 Kvävets funktion, kretslopp och problematik ... 49
5.2 Effekter på vattenkvalitet ... 51
5.3 Effekter på djupa bottnar ... 53
5.4 Effekter på grunda bottnar ... 54
5.5 Övriga övergödningseffekter ... 59
5.6 Ekologiska effekter av uppförande och drift av Kärnbränsleförvaret ... 60

6 Övriga effekter på vattenmiljöer från uppförandet av Kärnbränsleförvaret ... 63
6.1 Grumling och habitatförlust i samband med utfyllnad av vattenområde ... 63
6.2 Toxiska effekter av ammonium/ammoniak ... 65
6.3 Utsläpp av övriga ämnen ... 68
6.4 Miljörisker ... 70

7 Konsekvensbedömning ... 72
7.1 Miljökvalitetsmål ... 72
7.2 Miljökvalitetsnormer ... 73
7.3 Natura 2000 ... 79
7.4 Utfyllnad i Söderviken ... 83
7.5 Lokala effekter vid utsläppspunkterna ... 84
7.6 Specifika konsekvenser av utsläppen från Kärnbränsleförvaret ... 84

8 Möjliga åtgärder för minskad kvävepåverkan ... 85
8.1 Möjliga skyddsåtgärder ... 86
8.2 Avvägningar ... 86

Del II – Mellanlagring och inkapsling i Simpevarp ... 87

9 Nuvarande och planerade verksamheter i Simpevarp ... 88
9.1 Clab och Clink ... 88
9.2 Övriga verksamheter ... 90

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

10 Platsen och miljöförhållanden i vattenområden 92
10.1 Områdesbeskrivning 92
10.2 Halter av näringsämnen i havet utanför Simpevarp 94
10.3 Källor till kväve i Simpevarpsområdet 96

11 Utsläpp av kväve från SKB:s verksamhet i Simpevarp 97
11.1 Antaganden för beräkningar 97
11.2 Kvävekällor – uppförande och drift av Clink 97
11.3 Haltförhöjning i vattenrecipienten 99

12 Övrig påverkan på vattenmiljöer 101
12.1 Utsläpp av kylvatten 101
12.2 Utsläpp av övriga ämnen 101
12.3 Miljörisker 102

13 Konsekvensbedömning 103
13.1 Miljökvalitetsmål 103
13.2 Miljökvalitetsnormer 103
13.3 Lokala effekter vid utsläppspunkterna 105

Referenser 106

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

1 Inledning

År 2011 ansökte SKB om tillstånd enligt miljöbalken och kärntekniklagen till att uppföra en anläggning för inkapsling av använt kärnbränsle i Simpevarp och ett slutförvar i Forsmark. En del för inkapsling av det använda kärnbränslet är tänkt att uppföras i direkt anslutning till Clab (Mellanlager för använt kärnbränsle) och gemensamt kallas Clink. Uppförandet av anläggningarna och driften av Kärnbränsleförvaret innefattar sprängning och hantering av bergmassor.

Vid sprängning frigörs kväve som kvävgas som försvinner via ventilationen. På grund av spill vid hanteringen av sprängämne eller ofullständig detonering frigörs oorganiskt kväve i form av ammonium och nitrat. En del av det oorganiska kvävet löser sig i länshållningsvatten, som pumpas upp från berget och en del följer med sprängstensmassorna upp till ytan. Med anledning av frågor som ställts inom ramen för tillståndsprövningen enligt miljöbalken för mellanlagring, inkapsling och slutförvaring av använt kärnbränsle (KBS-3-systemet), kompletterar SKB beskrivningen av uppkomsten av dessa kväveföroreningar i samband med sprängning av berg, beräkningarna för spridning av dessa samt effekter och konsekvenser i närliggande kustvattenmiljöer i Forsmark. Särskilt beaktas effekter av kvävebelastningen på Natura 2000-områdena Skaten-Rångsen och Kallriga samt konsekvenserna för vattenförekomsterna Öregrundsgrepen och Kallrigafjärden i förhållande till lokala förutsättningar och relevanta miljökvalitetsnormer (MKN). På en övergripande nivå belyses även konsekvenserna i förhållande till relevanta nationella miljökvalitetsmål.

Näringsämnen i form av kväve och fosfor finns naturligt i miljön, men när extra näringsämnen tillförs vattnet på grund av mänskliga aktiviteter kan problem med övergödning uppstå. Övergödningen av Sveriges kuster och omgivande hav är sedan lång tid ett av de stora miljöproblemen, speciellt är egentliga Östersjön påverkat. Den har bland annat gett upphov till försämrad vattenkvalitet i form av grumligt vatten med minskat siktdjup, syrefria bottnar och omfattande blomningar av alger och cyanobakterier. Trots att stora ansträngningar gjorts under de senaste decennierna för att begränsa utsläppen av näringsämnen, både i Sverige och i andra länder, finns problemen kvar.

I Slutförvaret för kortlivat radioaktivt avfall (SFR) i Forsmark placeras det kortlivade låg- och medelaktiva driftavfallet från de svenska kärntekniska anläggningarna. Anläggningen ägs av SKB och har varit i drift sedan 1988. SFR behöver byggas ut för att kunna ta emot kortlivat låg- och medelaktivt rivningsavfall från de kärntekniska anläggningarna. I slutet av 2014 lämnade SKB in ansökningar om tillstånd enligt miljöbalken och kärntekniklagen för att utöka lagringskapaciteten.

Enligt rådande tidsplaner (september 2016) kommer uppförandet av Kärnbränsleförvaret och utbyggnaden av SFR att pågå samtidigt. Beräkningarna för spridning av kväveföroreningar samt bedömning av effekter och konsekvenser i närliggande kustvattenmiljöer i Forsmark omfattar både utbyggnaden av SFR och uppförandet av Kärnbränsleförvaret. Ett av syftena med rapporten är att särskilt belysa potentiella kumulativa effekter och konsekvenser.

I kompletteringen ingår även den tidigare gjorda bedömningen av konsekvenser för den marina miljön i Simpevarpsområdet i samband med uppförande av inkapslingsdelen och drift av Clink.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Del I – Kärnbränsleförvaret i Forsmark

I kapitel 2 beskrivs SKB:s planerade uppförande av Kärnbränsleförvaret och övriga verksamheter på platsen som kan påverka vattenmiljöerna i Forsmarksområdet. En beskrivning av Forsmarksområdet och miljöförhållandena i vattenområdena ges i kapitel 3, tillsammans med en bild av de processer som styr och påverkar kvävehalterna i vattnen.

Resultaten av beräkningarna av tillkommande kväve från SKB:s verksamheter, utsläppspunkterna i recipienten och effekterna av utsläppen i form av haltförhöjningar sammanfattas i kapitel 4. I kapitel 5 finns en kort beskrivning av kvävets funktion, kretslopp och problematik. Därefter diskuteras de ekologiska effekterna av tillfört kväve, både de kumulativa effekterna och bidraget från uppförandet och driften av Kärnbränsleförvaret. Utsläpp och effekter av övriga ämnen i samband med Kärnbränsleförvaret och miljörisker som kan påverka vattenmiljöerna redovisas i kapitel 6.

Bedömningen av konsekvenser i den marina miljön av tillkommande kväve presenteras i kapitel 8. Avslutningsvis – i kapitel 9 nämns några möjligheter till ytterligare åtgärder för minskad kvävebelastning.

Del II – Clink i Simpevarp

I kapitel 9 beskrivs Clab och den planerade anläggningen för fortsatt mellanlagring och inkapsling av använt kärnbränsle (Clink) samt övriga verksamheter på platsen som kan påverka vattenmiljöerna i Simpevarpsområdet. En beskrivning av platsen och miljöförhållandena i vattenområdena ges i kapitel 10.

Resultaten av beräkningarna av tillkommande kväve från SKB:s verksamheter, och utsläppspunkterna i recipienten finns i kapitel 11. En bedömning av påverkan av utsläpp av övriga ämnen görs i kapitel 12 och i kapitel 13 presenteras en bedömning av konsekvenserna för den marina miljön i Simpevarpsområdet.

Allmänt

I MKB-sammanhang används ofta termerna påverkan, effekt och konsekvens. Med utsläpp av kväve som exempel, används i denna rapport *påverkan* för själva utsläppet. Med *effekt* avses haltförhöjningen och ekologiska effekter i recipienten och *konsekvens* används i samband med bedömning av effekter på värden som skyddas genom miljölagstiftningen. Redan av ovanstående framgår att det är svårt att entydigt definiera termerna, men det torde framgå av sammanhanget vad som avses.

Detta dokument ersätter version 2.0 som lämnades in med komplettering II (september 2014) samt bilaga K:25 Påverkan på vattenmiljöer i samband med uppförande och drift av Clink (SKBdoc 1469340 ver 1.0) som lämnades in med komplettering III (mars 2015).

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Del I – Kärnbränsleförvaret i Forsmark

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

2 Nuvarande och planerade verksamheter i Forsmark

I det här kapitlet beskrivs SKB:s planerade uppförande av Kärnbränsleförvaret och övriga verksamheter på platsen som kan påverka vattenmiljöerna i Forsmarksområdet.

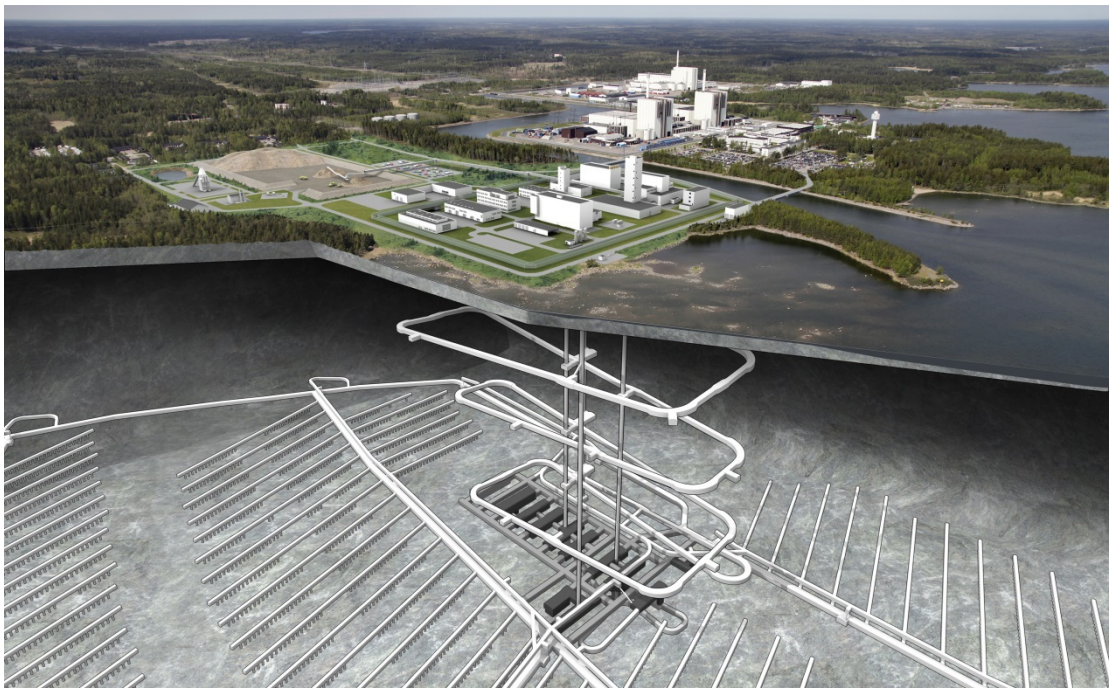
2.1 Kärnbränsleförvaret

År 2011 lämnade SKB in ansökningar om att få uppföra ett slutförvar för använt kärnbränsle i Forsmark. Kärnbränsleförvaret kommer att bestå av en del på markytan och en undermarksdel. Driftområdet på markytan har förbindelse via schakt och ramp med undermarksdelen, som ligger på cirka 470 meters djup. Där ska det använda kärnbränslet förvaras i ett tunnelsystem, inneslutet i kopparkapslar som omges av bentonitlera, figur 2-1.

Uppförandet av Kärnbränsleförvaret planeras inledas i början av 2020-talet och pågå i 7–8 år. Under de första sju åren utförs huvudsakligen bergarbeten. Under den senare delen av uppförandeskedet uppförs huvuddelen av byggnaderna på driftområdet och parallellt med detta fortskrider bergarbetena. En översikt av driftområdet finns i figur 2-2. Uttag av berg görs för schakt, ramp, transport- och stamtunnlar, centralområde samt början på deponeringstunnlarna. De beräknade mängderna sprängstensmassor per år ges i tabell 4-1. Vid skedets slut är anläggningen klar för provdrift.

Driftskedet beräknas pågå i cirka 40 år. Då deponeras inkapslat använt kärnbränsle parallellt med en fortsatt utbyggnad av undermarksdelen. Under både uppförandet och driften kommer berg att sprängas ut för att ge plats för undermarksanläggningen. De bergmassor som tas ut kommer att läggas på ett bergupplag inför vidare hantering och användning. Den beräknade mängden sprängstensmassor under ett driftår ges i tabell 4-2. I och med den planerade etableringen av Kärnbränsleförvaret kommer befintliga korttidsbostäder att rivas för att ge plats för upplaget av bergmassor. Nya korttidsbostäder kommer att uppföras på Igelgrundet.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen



***Figur 2-1**. Illustration av Kärnbränsleförvaret i Forsmark.*

Avvecklingsskedet påbörjas när allt använt kärnbränsle har deponerats. Då rivs alla installationer och byggnadselement och transporteras upp till markytan och samtliga ofyllda tunnlar, bergrum och undersökningsborrhål försluts. Till sist förseglas förvaret och ovanmarksdelen rivs.

***Figur 2-2.** Kärnbränsleförvarets planerade driftområde, etableringsområde och plats för bergupplag.*

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Vattenmiljöer riskerar framför allt att påverkas under uppförandeskedet, men även driftskedet kan innebära en viss påverkan. För vattenmiljöerna innebär det planerade Kärnbränsleförvaret följande:

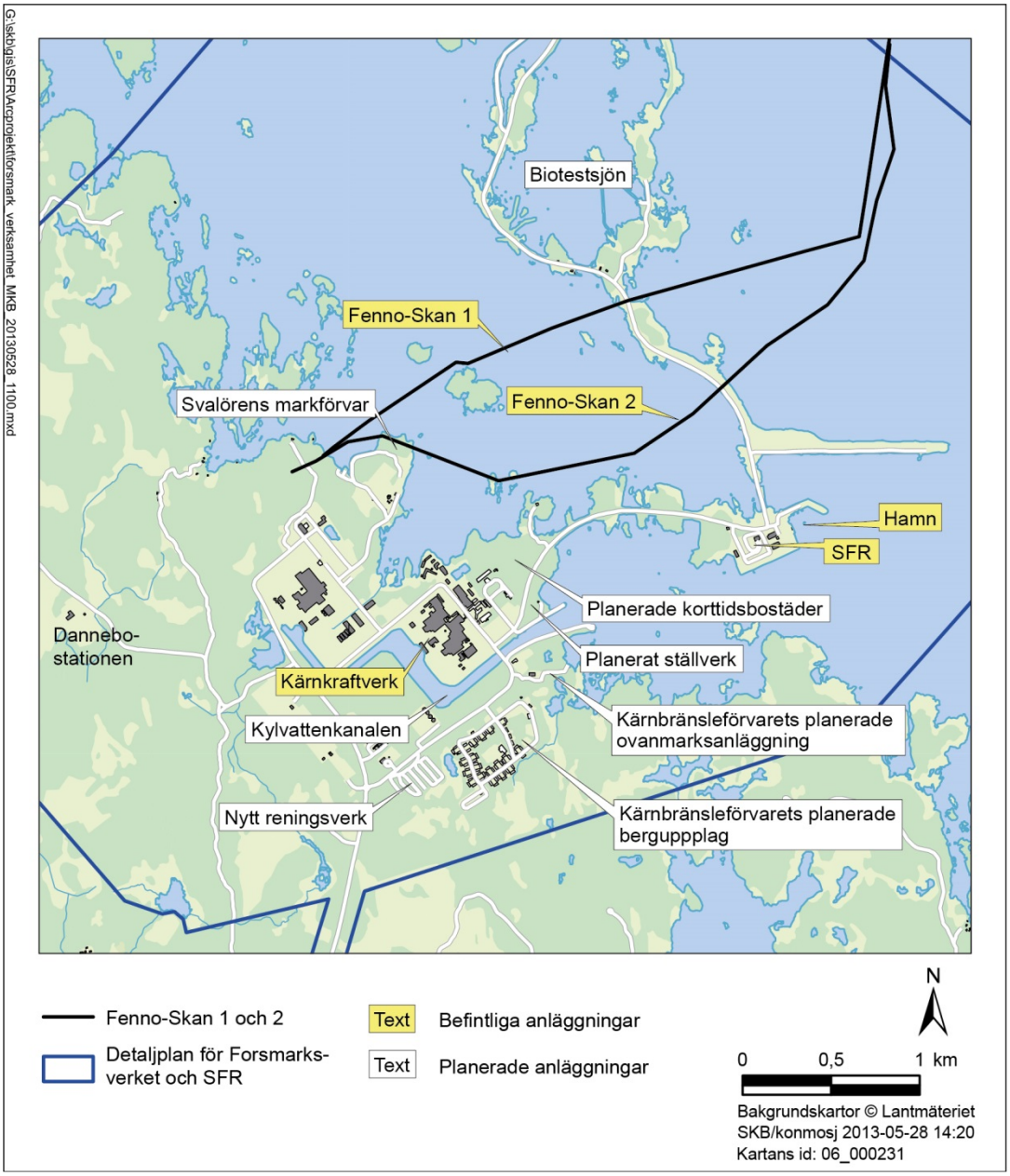
- Utfyllnad av land- och vattenområden (gölar) i samband med etablering av driftområdet. Detta påverkar inte Natura 2000-områdena eller vattenförekomsterna Öregrundsgrepen eller Kallrigafjärden och analyseras därför inte vidare i denna rapport.
- En mindre (cirka 0,003 kvadratkilometer) utfyllnad av Söderviken.
- Utsläpp av kvävehaltigt vatten (från användning av sprängmedel och sprängningar) via länshållningsvatten och lakvatten.
- Utsläpp av övriga ämnen via länshållnings- och dagvatten.
- Miljörisker vid uppförande, drift och avveckling. (Eventuella utsläpp till vatten i samband med olyckor och brand.)
- Eventuell utökning av hamnverksamheten under uppförande- och driftskedena.

De vattenburna utsläppen under uppförande och drift kommer att renas på olika sätt, se avsnitt 4.3.

2.2 Övriga verksamheter

Kärnbränsleförvaret planeras att uppföras inom Forsmarks industriområde i Östhammars kommun i norra Uppland, figur 2-3. Inom området finns redan SFR, som SKB planerar att bygga ut (avsnitt 2.2.1). Vidare finns Forsmarks kärnkraftverk (FKA) med tillhörande vattenverk, avloppsreningsverk, oljedepå och kraftledningar, (avsnitt 2.2.2 och 2.2.3). Till kärnkraftverket hör också ett markförvar för mycket lågaktivt avfall (Svalören) och ett område med korttidsbostäder, som kan nyttjas av de som arbetar inom industriområdet. Inom industriområdet finns även FKA:s industrihamn, Forsmarks hamn, som framför allt trafikeras av m/s Sigrid. På havsbotten utanför Forsmark går två likströmskablar för elöverföring mellan Sverige och Finland (Fenno-Skan 1 och 2).

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen



Figur 2-3. *Befintliga och planerade verksamheter inom Forsmarks industriområde.*

2.2.1 Planerad utbyggnad av SFR

Den befintliga SFR-anläggningen består av en del på markytan och en undermarksdel. Två parallella tillfartstunnlar ansluter anläggningsdelen på markytan till undermarksdelen, som är belägen 60–140 meter under havsbotten. Slutförvaringen av det radioaktiva avfallet sker i fyra bergsalar och en silo belägna i undermarksdelen. Utbyggnaden kommer att utgöras av sex bergsalar som förläggs på 120–140 meters djup. En ny tillfartstunnel, som ansluter till både utbyggnaden och till befintligt SFR, kommer att anläggas. De bergmassor som tas ut vid utbyggnaden kommer att läggas på ett tillfälligt bergupplag. Detta planeras att förläggas på en yta som skapas genom att ett vattenområde norr om Stora Asphällan fylls ut. De beräknade mängderna sprängstensmassor per år ges i tabell 4-3. Kumulativa effekter på vattenmiljön från en utbyggnad av SFR samtidigt med uppförandet av Kärnbränsleförvaret presenteras i detta underlag.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

2.2.2 Forsmarks kärnkraftverk

Inom industriområdet ligger Forsmarks kärnkraftverk (FKA) med tre reaktorer, med en planerad drifttid på 60 år, det vill säga att reaktorerna stänger mellan åren 2040 och 2045. Kylvattnet till reaktorerna tas in via kylvattenkanalen, figur 2-4. De tre reaktorblocken har vardera ett kylvattenintag i storleksordningen 50 kubikmeter per sekund (m^3/s) och det maximala intaget är cirka 160 m^3/s. Periodvis kan flödet i kylvattenkanalen vara lägre till följd av att reaktorerna ställs av för revision (service och bränslebyte). Revision sker i huvudsak under sommarhalvåret, eftersom energibehovet då är som lägst, och för ett reaktorblock i taget. Det innebär att under ordinarie drift av kärnkraftverket förväntas kylvattenintaget vara som lägst cirka 100 m^3/s. Under drifttiden för Kärnbränsleförvaret planeras hela kärnkraftverket att stängas, enligt nuvarande prognos omkring år 2045. Då kan under en period endast en reaktor vara i drift innan kylvattenströmmen slutligen upphör helt.

Efter att ha passerat kärnkraftsanläggningarna släpps det uppvärmda kylvattnet ut i eller i anslutning till Biotestsjön, där utspädning snabbt sker. Biotestsjön, som är belägen norr om Stora Asphällan, uppfördes genom att vallar byggdes av överskottsberg mellan ett antal öar i Forsmarks skärgård.

Figur 2-4. *Strömningsförhållanden för utsläpp av kylvatten från FKA.*

2.2.3 FKA:s reningsverk

FKA har under 2013 uppfört och tagit i drift ett nytt avloppsreningsverk söder om kylvattenkanalen. SKB har tecknat ett avtal om att nyttja reningsverket, för behandling av det spillvatten och lakvatten som uppkommer från SKB:s verksamheter. Reningstekniken bygger på principen Satsvis Biologisk Rening (SBR) som utförs i stegen mekanisk, biologisk och kemisk rening. Processen är i dag inte utformad för kväverening, men det sker en spontan kväveavskiljning på cirka 40 procent. Det pågår ett arbete med detaljprojektering av teknik/process med målsättningen att uppnå en 90-procentig rening med avseende på kväve. Det renade avloppsvattnet kommer att släppas via kärnkraftverkets intagskanal för kylvatten och transporteras vidare ut i havet via Biotestsjöns utlopp, det vill säga i samma recipient som utsläppet sker i dag.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

3 Platsen och miljöförhållanden i vattenområdena

I det här kapitlet beskrivs Forsmarksområdet och miljöförhållandena i vattenområden och tillflöden som en grund för konsekvensbedömningarna för utsläppen av olika ämnen från SKB:s verksamheter.

Fokus i beskrivningen av vattenområdena ligger på närsalterna *kväve* och *fosfor*. Inledningsvis beskrivs observerade halter i olika delar av Öregrundsgrepen och omgivande vattenområden och tillflöden. Haltbeskrivningen kompletteras av en sammanställning av de källor i regionen som tillför kväve till Öregrundsgrepen, vilket ger en förklaring till de kvävehalter som observeras.

I avsnitt 3.4 beskrivs förekomsten av uran och zink, eftersom bakgrundshalterna för båda dessa är förhöjda i havet utanför Forsmark jämfört med Öregrundgrepen i övrigt.

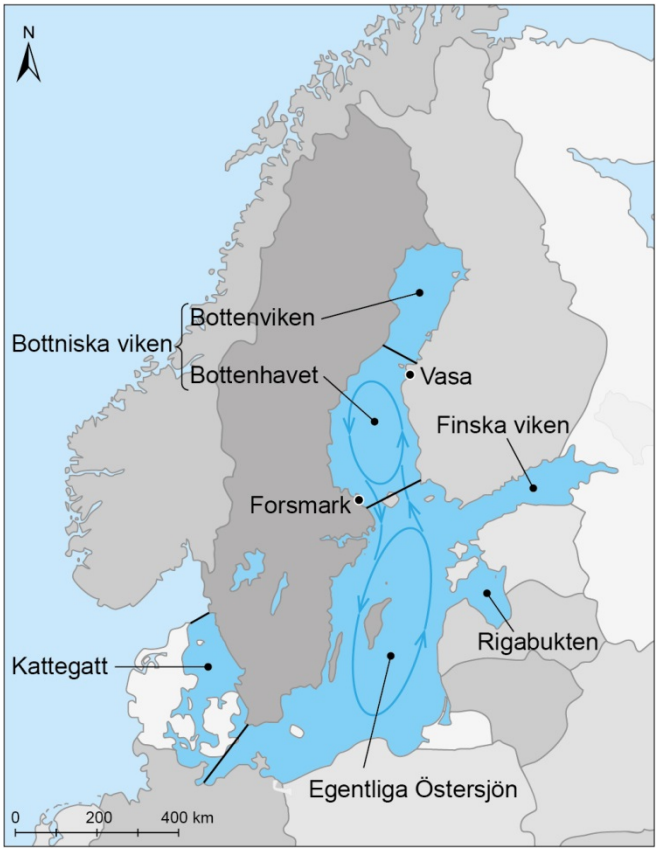
3.1 Områdesbeskrivning och geografiska avgränsningar

Forsmarksområdet har en för Uppland ovanlig vildmarkskaraktär och består till största delen av moränmarker med enstaka hällpartier. Topografin är mycket flack och de marina miljöerna är rika på kobbar, skär och grunda havsvikar. Genom den pågående landhöjningen skapas nya miljöer, till exempel då grunda havsvikar snörs av till sjöar.

3.1.1 Omgivande vattenområden

Forsmarksområdet hänförs till Bottenhavet, men ligger nära gränsen till den egentliga Östersjön, figur 3-1. Det storskaliga strömningsmönstret i Bottenhavet, där vattnet roterar moturs och den dominerande sydgående strömriktningen utanför Upplandskusten, innebär att det även finns ett stort utbyte mellan Forsmarksområdet och Östersjön.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen



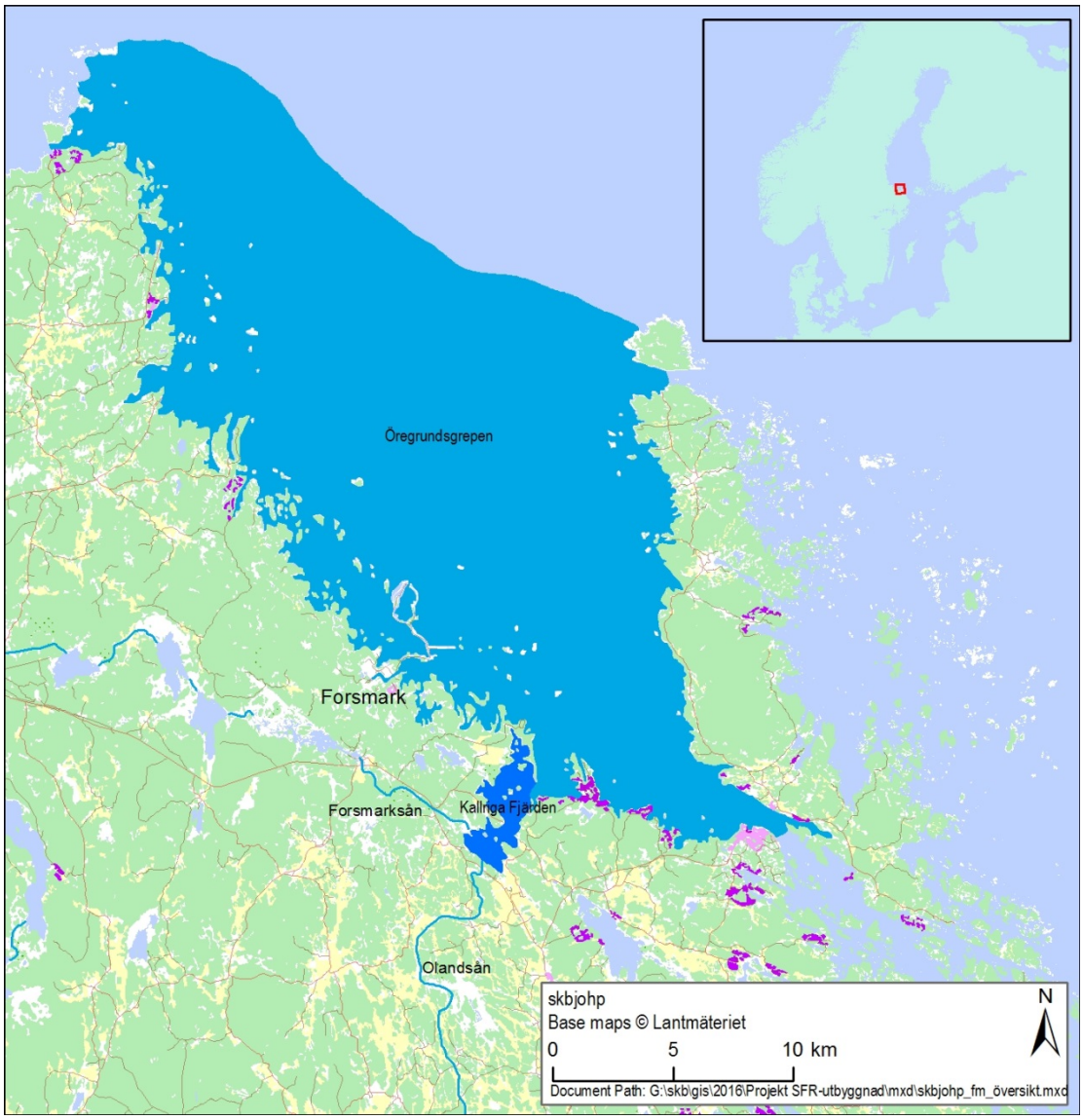
Figur 3-1. *Förenklad illustration av svenska farvatten med ungefärliga gränser. Pilarna anger huvudsaklig strömningsriktning.*

Vattenområdena utanför Forsmark karaktäriseras av öppna fjärdar mot havet och relativt smala skärgårdar. Forsmark tillhör vattenförekomsten *Öregrundsgrepen* (SE603000-181500) som norrut gränsar till Gävlebuktens utsjövatten och Lövstabukten vid Hållnäshalvön, samt Öregrunds kustvatten (Bottenhavet). I söder gränsar den till Ängsfjärden vid Öregrund och Gräsö utgör vattenförekomstens gräns i öster. Vattenomsättningen är stor i Öregrundsgrepen och den genomsnittliga omsättningstiden uppgår till cirka 20 dagar (Karlsson et al. 2010).

Innanför Öregrundsgrepen strax söder om Forsmark ligger den separata vattenförekomsten *Kallrigafjärden* (SE602120-181610). Den är mer sluten till sin karaktär och starkt påverkad av Forsmarksån och Olandsån, som mynnar i den inre delen av fjärden, figur 3-2.

Vattenförekomster är administrativa områden i vattenmyndigheternas arbete med bedömning av status/tillstånd i den aktuella förekomsten, formulering av miljömål och identifiering av åtgärdsbehov (se avsnitt 3.2). Öregrundsgrepen och Kallrigafjärden utgör tillsammans Öregrundsgrepens åtgärdsområde som i sin tur är en del av Norra Östersjöns Vattendistrikt.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen



Figur 3-2. *Forsmarks läge i förhållande till vattenförekomsterna Öregrundsgrepen och Kallrigafjärden.*

3.1.2 Naturvärden och övriga intressen i området

I Forsmarksområdet finns en rad områden av överlappande och delvis konkurrerande *riksintressen* som sjöfart, slutförvaring av använt kärnbränsle och kärnavfall, energiproduktion, naturvård, yrkesfiske, kulturmiljö och särskilda hushållningsbestämmelser för högexploaterad kust. Området ligger till stor del i ett riksintresseområde för naturvården.

Inom 3–4 kilometer från SKB:s befintliga och planerade verksamheter i Forsmark finns *tre Natura 2000-områden*, figur 3-3. Öster om Forsmark ligger Forsmarksbruk som inrättats med syfte att skydda fågellivet. Forsmarksbruk utgör även fågelskyddsområde och tillträdesförbud råder under delar av året. Sydost om Forsmark ligger Kallriga som är mycket värdefullt för kulturmarkernas flora och för fågellivet, särskilt under flyttningstider då stora mängder sjöfågel rastar i området. I Kallriga finns variationsrika marina miljöer med laguner och andra grundområden. Nordväst om Forsmark ligger Skaten-Rångsen som i likhet med Kallriga bland annat omfattar viktiga lekområden för fisk och har ett rikt fågelliv.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Figur 3-3. *Natura 2000-områden och fjärdar i kustområdet kring Kärnbränsleförvaret och SFR.*

Strax utanför det planerade Kärnbränsleförvaret ligger *Asphällsfjärden* som är påtagligt påverkad av mänsklig verksamhet, främst genom konstgjorda stränder och den kraftiga ström som skapas av kylvattenintaget vid kärnkraftverket. I området har tidigare omfattande anläggningsarbeten utförts, både vid uppförandet av kärnkraftverket inklusive kylvattenkanal, och vid uppförandet av befintlig SFR-anläggning. Det senare omfattar även utfyllnadsarbeten för piren intill befintligt SFR och för Biotestsjön strax norr om anläggningen. Figur 3-4 visar hur området ser ut i dag.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Figur 3-4. *Bild över Stora Asphällan i 2016 (Baskartor © Lantmäteriet).*

Trots en påtaglig påverkan och en historik av omfattande anläggningsarbeten har Asphällsfjärden bedömts ha höga naturvärden (Borgiel 2005, Qvarfordt et al. 2012). En del av det kan möjligen bero på att vattenflödet på grund av kylvattenintaget skapar goda förutsättningar för en rik bottenvegetation. Fjärden består av grunda vegetationsklädda bottnar som utgör viktiga miljöer för djurlivet.

Norr om det planerade Kärnbränsleförvaret och angränsande till Asphällsfjärden ligger *Söderviken*, figur 3-3. Området i Söderviken inventerades avseende bottenvegetation 2013. Inventeringen påvisade begränsade ekologiska värden i och med att området endast var glest bevuxet med lågt artantal (Wallin et al. 2014). Bottnarna utgjordes av blandade block, sand- och mjukbottnar, där hårdbottnarna var bevuxna med glesa bestånd av fintrådiga alger. Även mjukbottnarna var till stor del kala, med undantag av vass samt mindre bestånd av kärlväxter och enstaka kransalger. Inga hotade eller rödlistade arter noterades. Vid undersökningen kunde det konstateras att det finns rikligt med både liknande och betydligt frodigare och artrikare bottensamhällen i närområdet.

I den grunda havsvik, *Dyviksfjärden*, som ligger alldeles väster om vägen till Biotestsjön (figur 3-3) har höga naturvärden konstaterats. Dock påträffades inga skyddade arter i inventeringarna (Wallin et al. 2014). Likartade miljöer och samhällen har också påträffats i en referenslokal i viken bredvid. Växt- och djursamhällena i den grunda havsviken är alltså inte unika i området. I området öster om vägen till Biotestsjön finns vissa naturvärden, främst i form av glesa blås- och smaltångsbälten. Området omges nästan helt av konstgjorda eller modifierade stränder i form av pirer och en vägvall, vilka skapar branta blockstränder.

Längre söderut i norra delen av Kallriga fjärden ligger *Tixelfjärden,* figur 3-3. Vid en inventering av bottenfaunan visade artsammansättningen på frisk botten och inkluderade störningskänsliga arter (Qvarfordt et al. 2012). De observerade arterna är mer eller mindre vanliga i denna del av Östersjön.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

3.2 Ytvattenhalter av kväve och fosfor

Vid bedömningen av konsekvenserna av kvävetillförseln från SKB:s verksamheter utgör bakgrundshalterna av kväve och fosfor i ytvattnen kring Forsmark ett viktigt jämförelsematerial. Eftersom närsalternas (kväve och fosfor) halter, förekomstformer och relationen dem emellan har betydelse för de ekologiska effekterna av ökad kvävetillförsel, redovisas här översiktligt förhållandena i vattenrecipienten med avseende på dessa ämnen. Även halter av klorofyll samt uppmätta siktdjup för några mätstationer i Öregrundsgrepen redovisas. I Hjerne (2016) redovisas mer detaljerade underlag i form av tidsserier, tabellerade uppgifter och tolkningar.

3.2.1 Variationer och medelhalter

Inom ramen för platsundersökningarna i Forsmark och det pågående moniteringsprogrammet (Berglund och Lindborg 2015) har SKB mätt halter av en lång rad ämnen i havet utanför Forsmark. I Öregrundsgrepen och i Kallrigafjärden strax söder om Forsmark, genomför Svealandskustens vattenvårdsförbund, SKVVF (Svealandskustens vattenvårdsförbund 2015), återkommande mätningar vid flera mätstationer (figur 3-5 och tabell 3-1).

För närsalterna inkluderar dessa mätningar olika förekomstformer av kväve (totalkväve, nitrat- och nitritkväve, ammoniumkväve, samt partikulärt organiskt kväve) och fosfor (totalfosfor, fosfatfosfor och partikulärt organiskt fosfor). De oorganiska formerna av kväve och fosfor sammanförs i kategorierna löst oorganiskt kväve, DIN (dissolved inorganic nitrogen – fraktionerna nitrat-, nitrit- och ammoniumkväve), samt löst oorganiskt fosfor, DIP (dissolved inorganic phosphorus – fraktionen fosfatfosfor).

Utöver närsalterna mäts även halten av klorofyll A – som utgör ett mått på mängden växtplankton i vattnet, och siktdjupet. Både växtplankton och siktdjup är parametrar som indirekt speglar tillgången på närsalter och graden av övergödning.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Figur 3-5. *Lokalisering av SKB:s och SKVVF:s provtagningspunkter i området utanför Forsmark som används i denna rapport.*

Medelhalterna sommartid för totalkväve uppvisar ett tydligt mönster (tabell 3-1), med lägre halter vid stationerna i de yttre delarna av Öregrundsgrepen och i Bottenhavet och högre halter i Kallrigafjärdens inre delar (PFM000065, U6b och PFM000064). Denna gradient avspeglar i huvudsak påverkan från Forsmarksån och Olandsån som mynnar i de inre delarna av Kallrigafjärden. Halterna av totalfosfor samt klorofyll A följer i stora drag mönstret för totalkväve. Siktdjupet är omvänt korrelerat eftersom det minskar vid ökad näringstillgång. De oorganiska fraktionerna av kväve och fosfor följer inte detta mönster, eftersom dessa halter sommartid kontrolleras av snabba upptagsprocesser, se avsnitt 3.2.

På grund av kylvattenströmmen kan observationer i Asphällsfjärden (PFM000062) antas relativt väl representera förhållandena både längre ut i Öregrundsgrepen, i de yttre delarna av Natura 2000-områdena samt i områdena i närheten av utsläppspunkterna från SKB:s verksamhet, figur 4-1. Däremot kan förhållanden i de grundare lagunerna och vikarna, till exempel inom Natura 2000-områdena Skaten-Rångsen och Kallriga, se annorlunda ut. Detta tydliggörs bland annat av de högre koncentrationerna av närsalter och klorofyll på de mer skyddade provtagningsstationerna i Kallrigafjärden och Tixelfjärden, tabell 3-1 och figur 3-5.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Tabell 3-1. Ytvattenhalter sommartid (juni-september) vid SKB:s respektive SKVVF:s mätstationer i Bottenhavet, Öregrundsgrepen och Kallrigafjärden. De olika stationerna representerar olika långa mätserier. Färgmarkeringen graderar totalkväve, totalfosfor och klorofyll A från lägst värde (grönt) till högst värde (rött).

Platsnamn	Station	Aktör	Salthalt	Ammoniumkväve	Nitratkväve	Totalkväve	Fosfatfosfor	Totalfosfor	Klorofyll a	Siktdjup
			‰	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	m
Öregrundsgrepen	U5*	SKVVF	5,0	1,1	0,7	260	0,5	11	2,1	5,6
Öregrund	U7	SKVVF	5,1	1,1	0,9	263	0,5	12	2,3	4,4
Asphällsfjärden	PFM000062	SKB		1,6	0,8	268	0,8	12	2,0	
Tixelfjärden	PFM000063	SKB		1,6	0,6	301	0,9	15	2,6	
Kallrigafjärden, yttre	U6	SKVVF	5,1	1,6	0,6	308	0,5	16	2,4	2,9
Kallriga södra	PFM000065	SKB		4,9	2,5	372	1,4	19	3,0	
Kallrigafjärden, inre	U6b	SKVVF	4,7	1,8	7,3	391	1,0	20	3,7	2,8
Kallriga norra	PFM000064	SKB		3,3	1,4	496	1,6	27	4,1	

* medelvärde för stationerna U5, U5b, U5c, U5d

3.2.2 Säsongsvariationer

Säsongsvariationen av kväve- och fosforhalter bestäms av ljustillgång och biologiska processer. Totalhalterna av både kväve och fosfor uppvisar små variationer över året jämfört med de oorganiska och organiskt partikulära fraktionerna, tabell 3-2. Från att utgöra en relativt stor andel av totalfraktionen under vintern, faller de oorganiska fraktionerna (DIN, DIP) till mycket låga halter under sommaren när de tas upp av växtplankton och alger. Omvänt ökar de organiskt partikulära fraktionerna (PON – particulate organic nitrogen, POP – particulate organic phosphorus) under tillväxtsäsongen när kväve och fosfor binds upp i växtplankton.

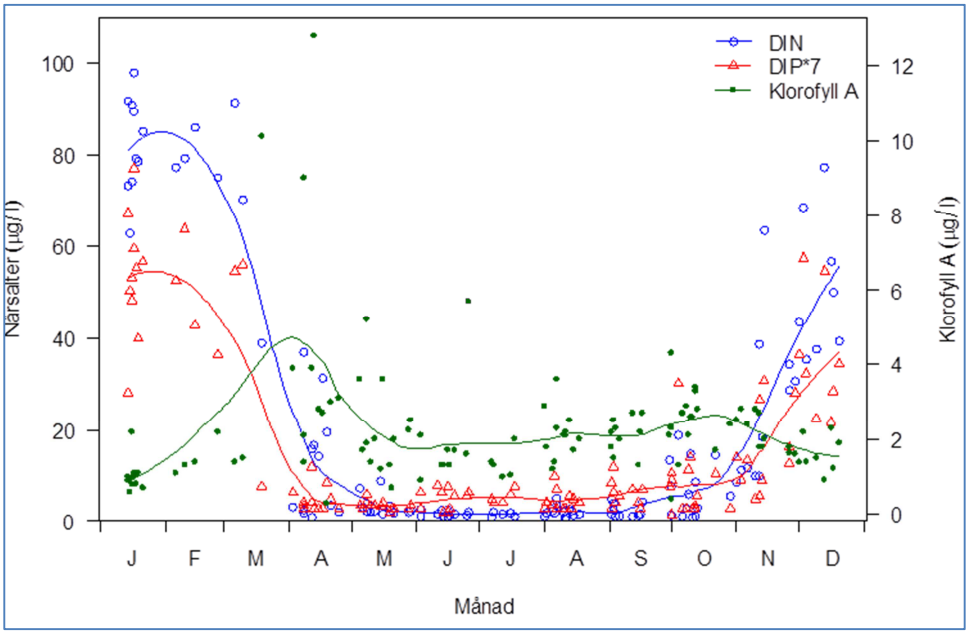
Även klorofyll A, som framför allt speglar mängden levande växtplankton, följer samma säsongsmönster med höga halter under sommaren och framför allt under vårblomningen, figur 3-6.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Tabell 3-2. Medelvärden, standardavvikelse (stdav) och antal observationer (n) för provtagna parametrar i Asphällsfjärden 2002–2014.

Variabel		Årliga värden			Sommar (jun-sep)			Vinter (jan-feb)		
	enhet	medel	stdav	n	medel	stdav	n	medel	stdav	n
NH4N	µg/l	2,3	1,8	114	1,6	1,4	43	2,7	1,2	14
NOXN	µg/l	19	29	114	0,75	0,89	43	79	8,7	14
DIN	µg/l	21	29	113	2,4	2,2	43	81	9,2	14
PON	µg/l	37	13	109	43	11	39	21	12	14
TN	µg/l	273	85	114	268	111	42	303	25	14
DIP	µg/l	2,1	2,6	115	0,76	0,36	43	7,5	1,8	14
POP	µg/l	5,7	2,0	114	6,2	2,0	42	4,1	1,9	14
TP	µg/l	12	3,6	114	12	3,1	42	16	4,0	14
DIN/DIP		8,8	12	113	3,4	2,2	43	12	2,9	14
TN/TP		23	7,8	114	24	10	42	20	4	14
PON/POP		6,7	1,7	108	6,9	1,0	38	5,2	0,9	14
ChlA	µg/l	2,2	1,7	111	2,0	0,9	40	1,2	0,49	14
CDOM	/m	0,29	0,19	73	0,26	0,16	22	0,32	0,07	12
SPM	mg/l	1,9	0,9	18	1,6	0,43	7	2,4	1,5	4

NH4N = ammoniumkväve, NOXN = nitrat och nitritkväve, DIN = NH4N+NOXN, PON = partikulärt organisk kväve, TN = totalkväve, DIP = löst oorganiskt fosfor, POP = parikulärt organiskt fosfor, TP = totalfosfor, ChlA = klorofyll A, CDOM = humusämnen, SPM = suspenderat partikulärt material.



Figur 3-6. *Säsongsvariationer i Asphällsfjärden (2002–2014) för de lösta oorganiska fraktionerna av kväve (DIN) och fosfor (DIP), samt klorofyll A. Observera att koncentrationerna av DIP i figuren är multiplicerade med 7 för att visualisera den relativa koncentrationen i förhållande till algernas kvävebehov (Redfield). Den närsaltskurva som ligger högst visar på ett relativt överskott av det ämnet.*

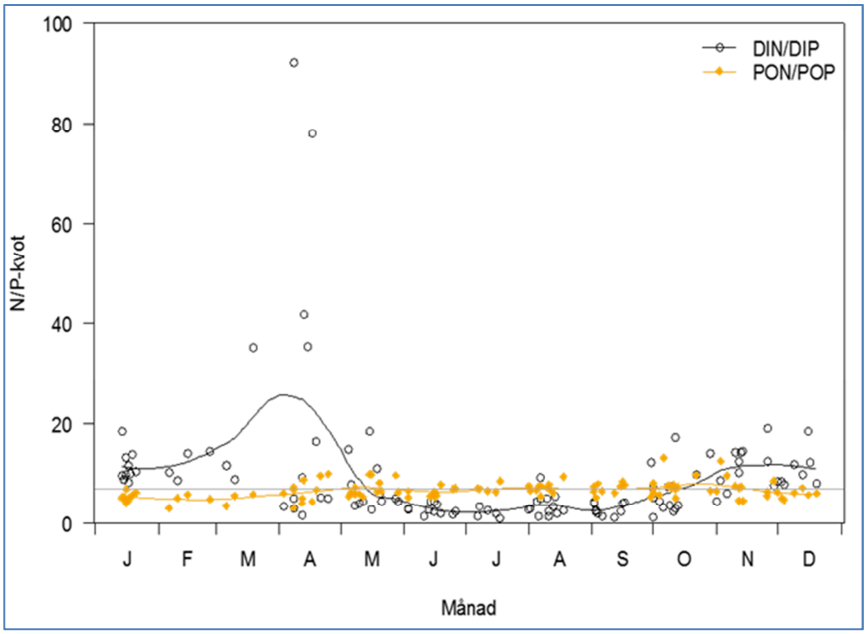
3.2.3 Kväve som begränsande ämne

Det är bara när kväve är ett begränsande ämne för produktionen av växtplankton och bottenvegetation som lokala övergödningseffekter av ett kväveutsläpp är möjliga. Vilket av närsalterna kväve och fosfor som är begränsande beror på de tillgängliga halterna samt salt- och syreförhållanden, bottendjup och temperatur (Hjerne 2016).

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Data från SKB:s provtagningsprogram i Asphällsfjärden visar höga koncentrationer av både löst oorganiskt kväve (DIN, cirka 80 µg/l) och fosfor (DIP, cirka 7 µg/l) under vintern, tabell 3-2 och figur 3-6. Detta ger en oorganisk N/P-kvot på 8–20. Eftersom alger i genomsnitt behöver cirka sju gånger mer kväve än fosfor (Redfieldkvoten) innebär det ett relativt underskott på fosfor, figur 3-7.

Under vårblomningen ökar koncentrationerna av klorofyll och partikulärt organiskt kväve, samtidigt som de oorganiska närsalterna minskar. Vårblomningen avtar när fosforn tar slut och N/P-kvoten ökar ytterligare, eftersom det fortfarande finns oorganiskt kväve kvar i vattenmassan. Den höga N/P-kvoten under våren är ett tydligt tecken på att vårblomningen är *fosforbegränsad*, medan den låga kvoten under sommaren (juni–september) indikerar att produktionen då är *kvävebegränsad*. Detta generella mönster med höga N/P-kvoter på vintrarna och låga på somrarna syns på flertalet provtagningsstationer i närområdet (Hjerne 2016).



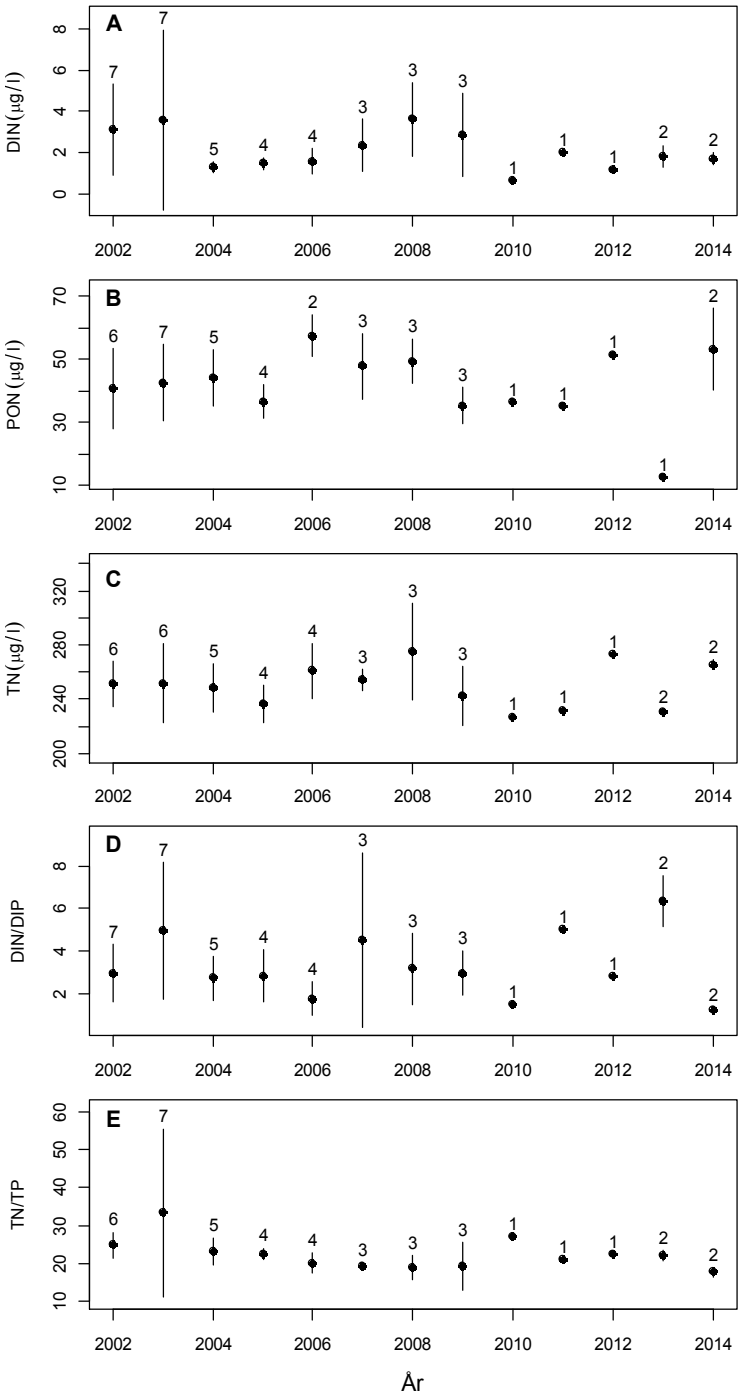
Figur 3-7. *Säsongsdynamiken i Asphällsfjärden (2002–2014) för N/P-kvoten av lösta oorganiska (DIN/DIP) och partikulära organiska (PON/POP) närsalter. Den grå horisontella linjen visar Redfieldkvoten på 7, vilket motsvarar algernas relativa närsaltsbehov och -innehåll. De låga DIN/DIP-kvoterna från juni till september indikerar ett relativt kväveunderskott, det vill säga kvävebegränsning under sommaren.*

3.2.4 Naturlig variation mellan år

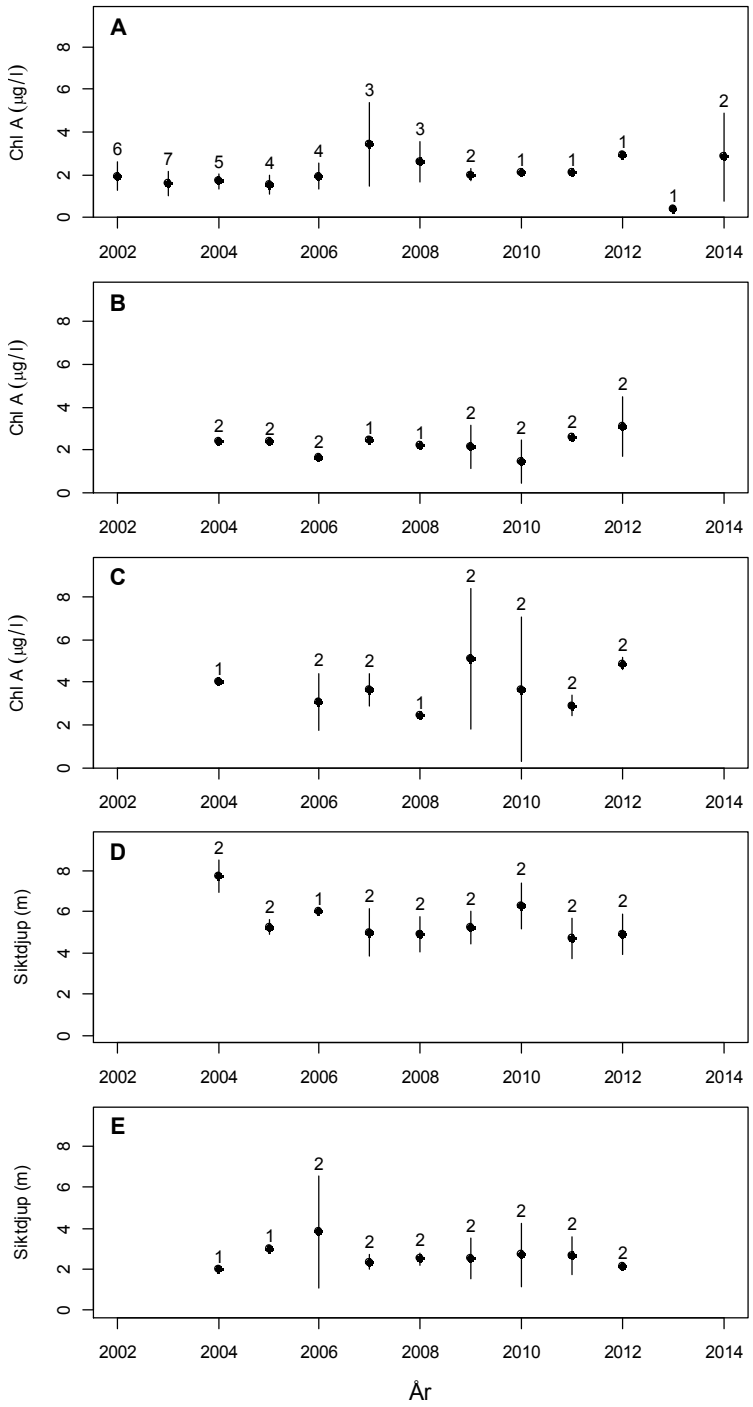
Utöver säsongsvariationen finns även en naturlig mellanårsvariation som speglar till exempel variationer i klimat. Med relativt få observationer per år (eller säsong) är denna naturliga variation svår att urskilja. Det kan bero på observationsosäkerheter på grund av provtagnings- eller analysmetoder, men även på en naturlig heterogenitet i vattenmassan.

Variationen i de årliga medelkoncentrationerna som syns i tidsserierna (figur 3-8) speglar således en kombination av naturlig mellanårsvariation och observationsosäkerheter, där det är svårt att urskilja den naturliga mellanårsvariationen. Den ger ändå en bra indikation på sannolikheten att *upptäcka en eventuell effekt från kväveutsläppen.* Om den observerade variationen är stor i förhållande till de förväntade förändringarna kommer det att bli svårt att upptäcka en effekt av utsläppen.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen



PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen



Figur 3-8. *Överst, sommarmedelvärden (juni–september) för koncentrationen av olika kväveformer i Asphällsfjärden, samt N/P-kvoter för löst oorganiskt och totalhalter. Nederst, sommarmedelvärden för klorofyll A och siktdjup i Asphällsfjärden (A), Öregrundsgrepen (B, D) och Kallrigafjärden (C, E). De lodräta staplarna visar standardavvikelsen för observationerna och siffran ovanför är antalet observationer. Data från Asphällsfjärden är från SKB:s mätningar och data från Öregrundsgrepen och Kallrigafjärden kommer från Svealands Kustvattenvårdsförbunds mätningar.*

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

3.3 Källor till kväve i Forsmarksområdet

Kväve tillförs vattenförekomsten Öregrundsgrepen direkt från punktkällor, till exempel avloppsreningsverk, enskilda avlopp och industrier. Därutöver tillförs kväve från diffusa källor, som kan vara av både antropogent ursprung eller mer eller mindre naturliga. Från atmosfären tillförs kväve via nederbörd och nedfall från källor långt bort, som bland annat har sitt ursprung i industrier och trafik. Från omgivande landområden tillförs kväve genom avrinningen direkt till Öregrundsgrepen eller via större vattendrag. Areella näringar, som jordbruk och skogsbruk, bidrar i hög grad till i vilken utsträckning kväve läcker från dessa marktyper. I Öregrundsgrepen utgör även vattenutbytet med det omgivande Bottenhavet en mycket stor kvävekälla, eftersom Östersjön som helhet innehåller stora mängder kväve.

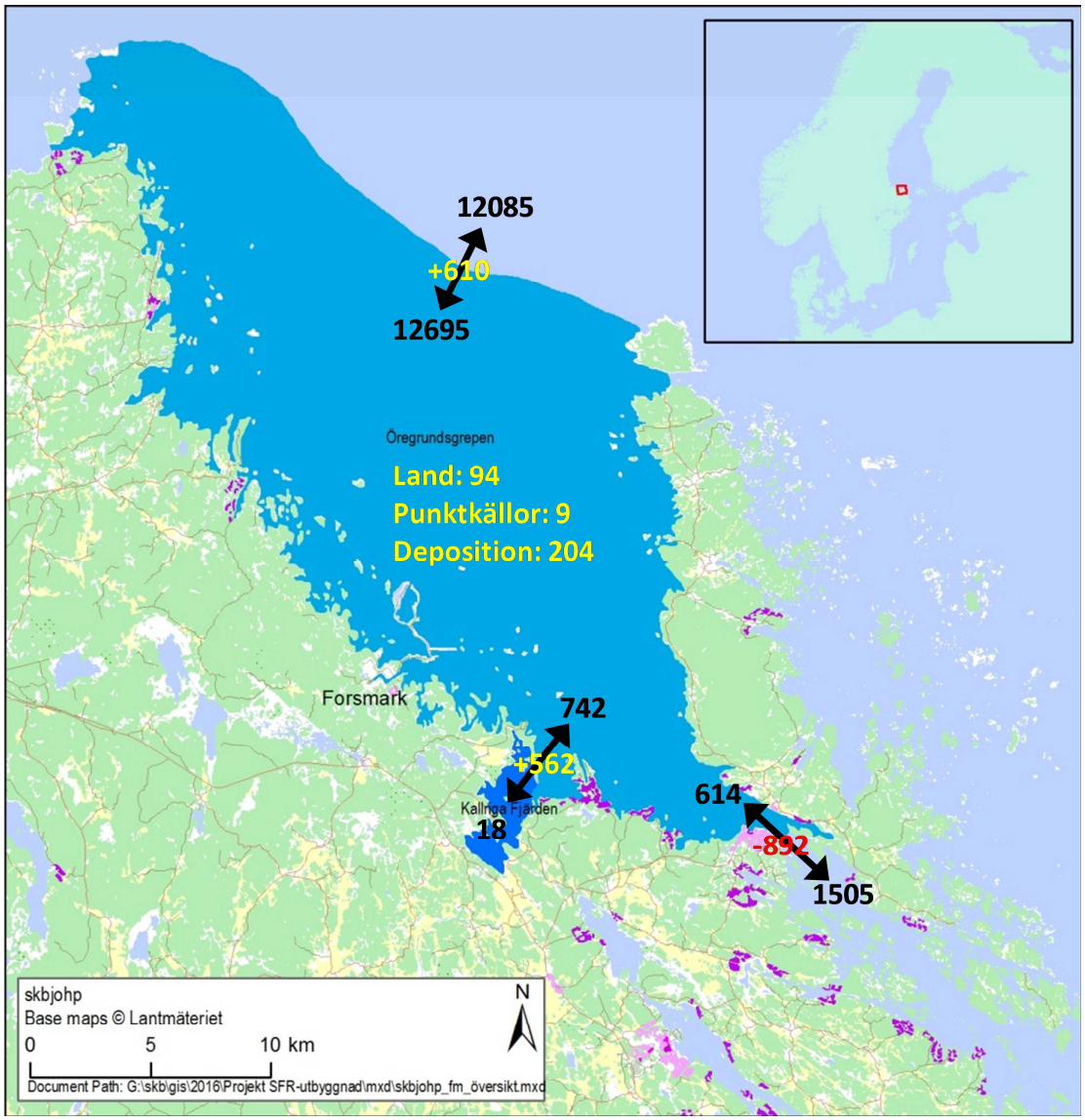
Uppgifterna som redovisas i det här avsnittet finns fritt tillgängliga för Sveriges samtliga vattenförekomster och mindre delavrinningsområden på SMHI:s VattenWebb (SMHI 2016). Sammanställningarna baseras på resultat från flera kopplade modeller som beskriver vattenföring (HYPE), näringsämnestransporter (S-HYPE) och förhållanden i kustnära vattenförekomster (Kustzonsmodellen). Uppgifterna avser i första hand mängderna av totalkväve, det vill säga både oorganiska och organiska förekomstformer (se avsnitt 3.2). Tillförseln från punktkällor och atmosfärisk deposition utgörs dock till stor del av relativt lättillgängligt oorganiskt kväve, medan till exempel kväve i avrinningen från land ofta förekommer i hårdare bunden form som humusämnen och annat biologiskt material.

Kvävebudgeten för Öregrundsgrepen visar att vattenutbytet med omgivande vattenområden omsätter stora mängder kväve. Drygt 13 000 ton kväve tillförs per år via vattenutbytet mellan Öregrundsgrepen och Bottenhavet/Ålands hav, vilket kan jämföras med den stående kvävemängden i vattenmassan på cirka 1 400 ton. Exporten av kväve från Öregrundsgrepen är dock större än importen, vilket innebär att det sammantaget sker en nettoexport av kväve från Forsmarksområdet till omgivande hav, figur 3-9.

Om utbytet med omgivande havsbassänger exkluderas, visar kvävebudgeten för Öregrundsgrepen att av den totala tillförseln på 869 ton per år utgör nettoimporten från Kallrigafjärden och tillförsel från kringliggande landområden de största lokala källorna (sammanlagt 76 %), följt av atmosfärisk deposition (23 %) och punktkällor med utsläpp direkt till recipienten (1 %). I området kring Forsmark finns få punktkällor med direkt utsläpp till Öregrundsgrepen utöver avloppsreningsverket i Öregrund och FKA:s avloppsreningsverk. När samtliga mängder summeras i kvävebudgeten uppkommer en restpost på cirka 600 ton per år, motsvarande 4 procent av den totala tillförseln. Restposten speglar troligen främst osäkerheterna i de stora bruttoflödena mellan bassängerna, men kan också spegla den fastläggning och omvandling till kvävgas (denitrifikation) som sker i Öregrundsgrepens vattenmassa.

Av de mängder som tillförs Öregrundsgrepen och Kallrigafjärden via större vattendrag och avrinning från övriga kringliggande landområden, härrör merparten från jordbruksmark (357 ton/år) eller skogsmark (265 ton/år), vilka tillsammans står för mer än 90 procent av den totala nettotillförseln från land på 682 ton per år (nettotillförseln motsvarar de mängder som faktiskt når recipienten från respektive källa efter retention högre upp i vattensystemet). Resterande mängder härrör från kategorierna sjö och myr (24 ton/år), enskilda avlopp (15 ton/år), samt avloppsreningsverk (16 ton/år). De två senare punktkällorna står vardera för cirka 2 procent av den totala tillförseln från landområdet till Öregrundsgrepen. Enbart Olandsån bidrar med 70 procent av den totala tillförseln från land (motsvarande 476 ton/år) och 60 procent av detta kväve härrör från jordbruksmark.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen



Figur 3-9. *Genomsnittliga kvävemängder som varje år transporteras mellan bassängerna som genomsnitt under perioden 1999–2011. De svarta siffrorna avser bruttoflödena mellan havsbassängerna. De gula siffrorna avser nettotillförseln till Öregrundsgrepen från omgivande havsbassänger, den årliga tillförseln från omgivande landområden, punktkällor samt atmosfärisk deposition på vattenytan. Den röda siffran avser nettoexporten söderut via Öregrund.*

Den beskrivna kvävebudgeten avser de sammanlagda mängderna av totalkväve per år. I praktiken varierar dock både tillförd mängd och kvävets förekomstform över året. Tillförseln från omgivande havsbassänger är störst under vintern och lägst under sommaren. Tillförseln från land varierar på samma sätt, medan den atmosfäriska depositionen uppvisar ett omvänt mönster med något större mängder sommartid. I Forsmarksån sjunker andelen oorganiskt kväve drastiskt sommartid, medan andelen är relativt oförändrad i Olandsån. Vintertid är de tillförda mängderna oorganiskt kväve särskilt stora, tabell 3-3.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Tabell 3-3. Mängder totalkväve per månad som tillförs Öregrundsgrepen (ton). Genomsnitt för perioden 1999–2011. Mängden oorganiskt kväve (DIN) redovisas separat för åarnas utflöden (grå markering).

	jan	feb	mar	apr	maj	jun	jul	aug	sep	okt	nov	dec	hela året
Inflöde från omgivande vattenförekomster	1411	1247	1206	1209	963	878	827	867	1060	1205	1162	1437	13472
Tillförsel från Forsmarksån	13	14	15	23	10	4	2	2	1	1	5	11	101
varav oorgN Forsmarksån	4,6	5,0	6,1	9,0	3,3	0,9	0,4	0,3	0,2	0,2	1,2	3,3	34
Tillförsel från Olandsån	78	67	81	99	19	9	7	6	4	4	34	66	476
varav oorgN Olandsån	44	38	47	57	11	4,5	3,1	2,5	2,0	2,3	17	34	262
Land	13	12	12	18	5	3	3	3	2	2	9	13	94
Punktkällor	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	8,8
Atmosfärisk deposition	15	11	10	10	15	21	22	26	17	20	21	17	204
Summa tillförsel	**1530**	**1351**	**1325**	**1361**	**1013**	**915**	**863**	**904**	**1085**	**1234**	**1231**	**1544**	**14356**
Utflöde till omgivande vattenförekomster	-1445	-1302	-1272	-1279	-981	-897	-844	-871	-1067	-1213	-1164	-1437	-13771
Restpost	-85	-49	-53	-82	-33	-18	-19	-33	-18	-22	-68	-107	-586
Summa bortförsel	**-1530**	**-1351**	**-1325**	**-1361**	**-1013**	**-915**	**-863**	**-904**	**-1085**	**-1234**	**-1231**	**-1544**	**-14356**

3.4 Halter av övriga ämnen

I det här avsnittet beskrivs kortfattat halter och förekomst av naturligt förekommande uran och zink i Öregrundsgrepen. Anledningen är att dessa ämnen är så kallade särskilt förorenande ämnen (Havs- och vattenmyndigheten 2013), och att bakgrundshalterna för båda är förhöjda i havet utanför Forsmark jämfört med ämnenas referensvärden. Enligt Havs- och vattenmyndigheten (2013) ska hänsyn tas till naturlig bakgrundshalt vid bedömningen av eventuell påverkan.

3.4.1 Uranhalter i Forsmarksområdet

Uranhalterna i sjöar och vattendrag samt i ytligt grundvatten i Forsmarksområdet och Norduppland, är förhöjda jämfört med övriga Sverige. Orsaken till de förhöjda halterna i ytvattnen i Forsmark är inte entydig. Varken data över uranhalter i berggrund eller i grundvatten i berg tyder på att Forsmark avviker markant i detta avseende. Inte heller verkar halterna i de översta jordlagren vara förhöjda vid jämförelse av radiometriska mätningar av andra områden i Sverige. Den kemiska miljön i jord och vatten är dock speciell i Norduppland beroende på att moränen innehåller en relativt stor andel kalcit, även kallat kalkspat som består av kalciumkarbonat. Den härrör från sedimentära bergarter som transporterats hit från Gävlebukten. Den gradvisa upplösningen av kalciten medför att den kemiska miljön i både ytligt grundvatten och ytvatten karaktäriseras av höga pH och förhöjda halter av vätekarbonat och kalcium. Dessa förhållanden medför att uran bildar lättrörliga karbonatkomplex, vilket skulle kunna vara en orsak till de förhöjda uranhalterna genom att en större andel av det uran som frisätts genom vittring når ytvattnen. En annan förklaring till de förhöjda uranhalterna i området skulle kunna vara att vittring av den alunskiffer, som troligen ingår i de sedimentära bergarterna från Gävlebukten, bidrar med ytterligare uran (Tröjbom och Höglund 2016).

Uranhalterna är högst i det ytliga grundvattnet i moränen, där de ligger mellan 31 och 105 mikrogram per liter (µg/l), följt av bäckar och sjöar (12–43 µg/l). I havet utanför Forsmark (Asphällsfjärden, PFM0062, figur 3-5) är uranhalten markant lägre, 0,6–0,8 µg/l i genomsnitt. Sett över hela Östersjön varierar uranhalterna från cirka 0,15 µg/l i Bottenviken till drygt 1,0 µg/l vid Öresund och till cirka 3 µg/l i Kattegatt (figur 3-1). Uranhalten är starkt korrelerad till salthalten och bestäms främst av blandningsförhållandet mellan flodvatten och havsvatten från Atlanten. Den genomsnittliga uranhalten i Asphällsfjärden överensstämmer relativt väl med förväntad halt till följd av den storskaliga gradienten i Östersjön. De lokalt förhöjda uranhalterna i grundvatten, bäckar och sjöar i Forsmarksområdet slår emellertid igenom vid stora vattenflöden från land och kan orsaka förhöjda halter i havet nära land på upp till cirka 3 µg/l.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Utöver den storregionala bakgrundshalten (0,6 µg/l), verkar den lokala bakgrundshalten i genomsnitt vara ytterligare förhöjd med cirka 0,1µg/l till följd av tillförseln från land. Det innebär att den genomsnittliga bakgrundshalten i havet i Forsmark bör vara cirka 0,7 µg/l (Tröjbom och Höglund 2016).

3.4.2 Zinkhalter i Öregrundsgrepen

Zinkhalterna i Öregrundsgrepen (Asphällsfjärden, PFM0062) var i genomsnitt 2,2 µg/l under perioden 2002–2014. Det är något högre än medelhalterna vid Eggegrund (Dalälvens Vattenvårdsförening 2016) utanför Gävle, som för samma period varierade mellan 1,4 och 1,8 µg/l beroende på provtagningsdjup. I Dalälven vid Älvkarleby samt vid Billudden som ligger i Bottenhavet utanför Dalälvens mynning, är zinkhalterna tydligt förhöjda (10 respektive 7 µg/l). Det kan förklaras av tillförsel av zink som har sitt ursprung i området kring Falu gruva. Zinkhalterna i sjöar, vattendrag och ytligt grundvatten i Forsmark är högre än i havet utanför. Det kan bero på att den huvudsakliga källan för zink i Forsmarksområdet är långväga atmosfärisk deposition och att merparten av denna tillförsel fastläggs innan den når havet (Tröjbom och Grolander 2010). Det är troligt att bakgrundshalten för zink är något förhöjd i Forsmarksområdet till följd av påverkan från Dalälven.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

4 Utsläpp av kväve från SKB:s verksamhet

Det här kapitlet redogör för hur mycket kväve som berguttaget för uppförandet av Kärnbränsleförvaret och utbyggnaden av SFR beräknas ge upphov till samt utsläppspunkter och spridning av kvävet i vattenförekomsten. I första hand presenteras haltförhöjningar av de sammanlagda utsläppen (ett värstascenario) med antagandet att åren med de största uttagen av berg för respektive anläggning sammanfaller. Utsläpp från uppförandet av Kärnbränsleförvaret och utbyggnaden av SFR redovisas även var för sig i tabellform.

4.1 Kvävets ursprung

Vid sprängningarna för uppförandet av Kärnbränsleförvaret och utbyggnaden av SFR antas så kallat pumpemulsionssprängämne användas. Det har två beståndsdelar, dels en oljeemulsion till stor del bestående av ammoniumnitrat (NH_4NO_3) och en liten del olja och vax, dels gasningsmedel främst bestående av natriumnitrit. De två beståndsdelarna pumpas in i varje hål och det är först när de blandas som ett sprängämne bildas (Weiman 2014).

Vid användning av sprängmedel och sprängning frigörs kväve dels som gas (bland annat kvävgas, N_2), dels som löst kväve i form av ammoniak (NH_3), ammonium (NH_4^+) och nitrat (NO_3^-) från odetonerade sprängmedelsrester och spill. Kvävgasen avgår vid detonation till största delen till atmosfären via ventilationen. De övriga formerna av kväve löser sig i vattnet eller fastnar på sprängstensmassorna. Tillförseln av kväve till recipient sker framför allt via länshållningsvatten som pumpas ut vid undermarksarbete och via lakvatten från upplag av sprängstensmassor.

4.2 Antaganden för beräkningar

I beräkningarna av tillkommande mängder kväve med användning av pumpemulsionssprängämne antas en åtgång på 2,2 kilogram per kubikmeter teoretiskt fast berg (tfm^3). Kväveinnehållet i sprängämnet är 27 viktsprocent och spillet antas vara 10 procent. Spillet, det vill säga här definierat som de vattenlösliga kvävefraktionerna som finns kvar i berget och på sprängstensmassorna, antas fördelas så att 50 procent av kvävet följer med massorna till utfyllnader och bergupplag och 50 procent pumpas ut med länshållningsvattnet.

Vidare antas alla utfyllnader och alla massor som läggs på bergupplag utgörs av sprängstensmassor som innehåller kväve från sprängningarna[1]. Kväve från sprängstensmassorna som används till utfyllnad antas lakas orenat ut till recipient. Allt lakvatten från bergupplag förutsätts samlas upp och ledas till FKA:s reningsverk. Länshållningsvattnet antas släppas ut i vattenrecipient utan föregående kväverening.

4.2.1 Osäkerheter i antagandena

Både antagandet om åtgången av sprängämne (2,2 kg/tfm^3), andelen spill (10 %) samt fördelningen mellan länshållningsvattnet och sprängstensmassorna är försiktiga, det vill säga beräkningarna leder till större utsläpp av kväve än vad som bedöms ske i verkligheten.

Antagandet om en åtgång av sprängmedel på 2,2 kilogram per kubikmeter teoretiskt fast berg, är satt med marginal. Tidigare bedömningar som SKB har gjort, har grundat sig på åtgång på 2,1 kilogram per kubikmeter teoretiskt fast berg (Hellman och Jung 2015).

[1] Detta skiljer sig från de uppgifter som tidigare lämnats i K:4 (Komplettering avseende vattenhantering och vattenverksamhet vid ett slutförvar för använt kärnbränsle i Forsmark) där det angavs att massorna som lades i Söderviken skulle vara rena från kväve.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Andelen kvävespill från sprängämnen beror på platsspecifika faktorer, som till exempel bergets andel sprickighet (vattenförande sprickor), samt rutiner för hantering och odetonerade hål. Det här gjorda antagandet på 10 procent vid användning av emulsionssprängämne, bedöms vara satt med god marginal (Hellman och Jung 2015). Andelen kvävespill kommer sannolikt att bli mindre eftersom frågan uppmärksammas inom branschen och arbete pågår för att minska det genom bland annat produktutveckling till mer svårlösliga ämnen (Weimann 2014).

Erfarenheter från liknande verksamheter visar att fördelningen mellan kvävespill i länshållningsvatten och på sprängstensmassorna i regel är förskjuten så att en mindre del kväve än 50 procent hamnar i länshållningsvattnet (20–30 %) och en större del i sprängstensmassorna (SveMin 2012). Den antagna fördelningen utgör därför en försiktig skattning med avseende på de mängder som når vattenrecipienten, eftersom en större del av kvävet hamnar i lakvattnet som går till reningsverket. De verkliga mängderna i länshållningsvattnet kommer därmed sannolikt att bli mindre.

4.3 Kvävekällor – Kärnbränsleförvaret

4.3.1 Uppförandet

Uppförandet av Kärnbränsleförvaret bedöms innebära följande källor för tillkommande kväve till vattenområden:

- **Länshållningsvatten.** Efter oljeavskiljning och sedimentation leds vattnet till Asphällsfjärden utanför Söderviken.
- **Utfyllnader.** Kväveläckage från utfyllnad av landområden (gölar) och vattenområden (cirka 0,003 kvadratkilometer i Söderviken) i samband med etablering av driftområdet. Utfyllnaderna sker till en höjdnivå som ligger + 3,5 meter över vattenytan i höjd med driftområdet. Vattnet kommer att tränga ut mot havet vid driftområdets nordöstra kant.
- **Lakvatten från bergupplag**. Nederbörd och eventuell vattenbegjutning lakar ur de kväveföreningar som följer med bergmassorna. Lakvattnet från bergupplaget, som kommer att ligga i anslutning till driftområdet i Söderviken, kommer att ledas till FKA:s avloppsreningsverk och renas med avseende på kväve för att sedan släppas ut i kylvattenkanalen.
- **Dagvatten**. Även dagvatten från anläggningen på markytan innehåller kväve som kommer att tillföras vattenområdena. Tillskottet av kväve från dagvatten bedöms som mycket litet i förhållande till tillskottet från sprängämnesspill. Enligt beräkningar tillför dagvattnet från Kärnbränsleförvaret mindre än 60 kilogram totalkväve per år. Kvävetillförseln från dagvattnet bedöms därför sakna betydelse för vattenmiljöer och analyseras därför inte vidare i denna rapport.
- **Spillvatten.** Spillvattnet kommer att renas vid FKA:s avloppsreningsverk.

Mängder tillkommande kväve per år från hanteringen av utsprängda bergmassor, enligt den här kallade referenstidsplanen ges i tabell 4-1. Totalt beräknas cirka 8,1 ton kväve (exklusive spillvatten) släppas till recipienten under det värsta utsläppsåret med de antaganden som görs i avsnitt 4.2 och med 90 procents kväverening i reningsverket. Utsläppspunkterna för de olika källorna anges i figur 4-1.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Tabell 4-1. Tillkommande kväve (före eventuell rening) från sprängning för Kärnbränsleförvaret under uppförandeskedet enligt referenstidsplanen.

	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026
Uttag av berg, tfm^3	38 970	59 610	84 879	86 215	250 905	103 389	21 821
Berg till utfyllnad, ton	38 970	58 833	0	0	0	0	0
Berg till upplag, tfm^3	0	777	84 879	86 215	250 905	103 389	21 821
Kväve totalt från sprängning, ton	***2,3***	***3,5***	***5,0***	***5,1***	***14,9***	***6,1***	***1,3***
Kväve till länshållningsvatten, ton	**1,2**	**1,8**	**2,5**	**2,6**	**7,4**	**3,1**	**0,6**
Kväve till utfyllnad, ton	**1,2**	**1,8**	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Kväve från bergupplag till reningsverket, ton	**0,0**	**0,0**	**2,5**	**2,7**	**7,4**	**3,1**	**0,6**

4.3.2 Driften

Under det cirka 40 år långa driftskedet tas nya deponeringstunnlar ut parallellt med deponeringen av kopparkapslarna med använt kärnbränsle. Alla bergmassor läggs till en början på bergupplaget.

Länshållningsvatten, lakvatten från bergupplag och spillvatten bedöms vara källor för tillkommande kväve under driftskedet. De vattenburna kväveutsläppen hanteras på samma sätt som under uppförandeskedet. Tillkommande kväve från sprängning under driftskedet ges i tabell 4-2. Totalt beräknas cirka 1,5 ton kväve (exklusive spillvatten) per år släppas till recipient, med de antaganden som görs i avsnitt 4.2 och med 90 procents kväverening i reningsverket.

Tabell 4-2. Tillkommande kväve per år från sprängning för Kärnbränsleförvaret under driftskedet.

Driftskedet för Kärnbränsleförvaret	
Uttag av berg, tfm^3/år	45 000
Berg till upplag, tfm^3/år	45 000
Kväve totalt från sprängning, ton/år	***2,7***
Kväve till länshållningsvatten, ton/år	**1,3**
Kväve från bergupplag till reningsverket, ton/år	**1,3**

4.4 Kvävekällor – utbyggnaden av SFR

Utbyggnaden av SFR bedöms innebära följande källor för tillkommande kväve till vattenområden:

- **Länshållningsvatten**. Efter oljeavskiljning och sedimentation leds vattnet till hamnbassängen ut i Öregrundsgrepen.
- **Utfyllnad av vattenområden**. Kväve kommer att laka ut från de massor som placeras i vattenområdet för utfyllnad av viken väster om vägen till Biotestsjön (i Dyviksfjärden) och utfyllnad av viken öster om vägen (i Asphällsfjärden), figur 3-3.
- **Lakvatten från bergupplag**. Nederbörd och eventuell vattenbegjutning lakar ur de kväveföreningar som följer med bergmassorna. Lakvattnet från bergupplaget som kommer att ligga på utfyllnaden kommer att ledas till FKA:s avloppsreningsverk och renas med avseende på kväve för att sedan släppas ut i kylvattenkanalen.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

- **Dagvatten.** Även dagvatten från anläggningen på markytan innehåller kväve som kommer att tillföras vattenområdena norr och söder om Stora Asphällan. Tillskottet av kväve från dagvatten bedöms som mycket litet i förhållande till tillskottet från sprängämnesspill. Enligt beräkningar som gjorts inför utbyggnaden av SFR tillför dagvattnet mindre än 50 kilogram totalkväve per år (Hellman och Winnerstam 2014). Kvävetillförseln från dagvattnet bedöms därför sakna betydelse för vattenmiljöer och analyseras därför inte vidare i denna rapport.
- **Spillvatten.** Spillvattnet kommer att renas vid FKA:s avloppsreningsverk.

Mängder tillkommande kväve per år från hanteringen av utsprängda bergmassor, enligt den här kallade referenstidsplanen, ges i tabell 4-3. Totalt beräknas cirka 12,0 ton kväve (exklusive spillvatten) släppas till recipienten under det värsta utsläppsåret med de antaganden som görs i avsnitt 4.2 och med 90 procents kväverening i reningsverket. Utsläppspunkterna för de olika källorna anges i figur 4-1.

Tabell 4-3. Tillkommande kväve från sprängning för utbyggnaden av SFR enligt referenstidsplanen[2].

	2022	2023	2024
Uttag av berg, tfm^3	154 000	346 500	269 500
Till utfyllnad, tfm^3	144 299	25 465	0
Till bergupplag, tfm^3	9 701	321 035	268 500
Kväve totalt från sprängning, ton	***9,2***	***20,6***	***16,0***
Kväve till länshållningsvatten, ton	**4,6**	**10,3**	**8,0**
Kväve till utfyllnad (öster), ton	**2,1**	**0,4**	**0**
Kväve till utfyllnad (väster), ton	**2,1**	**0,4**	**0**
Kväve från bergupplag till reningsverk, ton	**0,3**	**9,5**	**8,0**

4.5 FKA:s avloppsreningsverk

Lakvatten från Kärnbränsleförvarets bergupplag i Söderviken kommer att ledas till FKA:s reningsverk. Likaså kommer lakvatten från bergupplaget för SFR på den utfyllda ytan på Stora Asphällan att ledas dit. Lakningshastigheten beror till stor del på nederbördsmängder och snösmältning, men för enkelhets skull antas kvävet lakas ut samma år som det läggs på upplaget. Detta är ett försiktigt antagande som ger större utsläpp för det angivna året, urlakningen kommer sannolikt att ske över en längre tid.

Till reningsverket leds också spillvattnet från FKA, Kärnbränsleförvaret och SFR (både befintlig anläggning och utbyggnaden). Den årliga mängden kväve som antagits tillföras reningsverket via spillvatten under åren 2020 till 2026 ges i tabell 4-4.

De årliga utsläppen av kväve från reningsverket efter rening av lakvatten och spillvatten med en antagen reningsgrad på 90 procent ges i tabell 4-5. Processen i avloppsreningsverket är i dag inte utformad för kväverening, men det sker en spontan kväveavskiljning på cirka 40 procent. Det pågår ett arbete med detaljprojektering av teknik/process med målsättningen att uppnå en 90-procentig rening med avseende på kväve. Reningsgraden för kväve (både ammonium och nitrat) är i beräkningarna av utsläppen här satt till 90 procent (Molin 2013). I

[2] Totalt uttagen bergvolym för SFR-utbyggnaden är cirka 1 270 000 m^3 (lösa kubikmeter) motsvararande 770 000 tfm^3 (Hellman och Winnerstam 2014).

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

avsnitt 4.7.2 finns också ett räkneexempel som visar hur haltförhöjningen av kväve skulle påverkas om reningsgraden endast skulle vara 70 procent i reningsverket.

Tabell 4-4. Mängder kväve i inkommande spillvatten till reningsverket.

Upphov	Ton per år
Utbyggnaden av SFR	0,9
Kärnbränsleförvaret, uppförande och drift	0,9
FKA (inklusive befintligt SFR)	2,5

Vattnet från reningsverket släpps ut via ett dike till kylvattenkanalen. Flödet av kylvatten in till kraftverket överskrider 100 m^3/s, vilket medför att utgående flöde från reningsverket tas in med kylvattnet och kommer sedan ut i eller i anslutning till Biotestsjön. Huvuddelen av flödet därifrån går vidare ut i Öregrundsgrepen och endast en mindre del förs tillbaka in till Asphällsfjärden (Karlsson et al. 2010).

Tabell 4-5. Källor för kväveutsläpp från reningsverket (ton), enligt referenstidsplanerna.

	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	Drift
Spillvatten – FKA	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
Spillvatten – SFR	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Spillvatten – Kärnbränsleförvaret	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Summa spillvatten	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
Lakvatten bergupplag – SFR	0,0	0,0	0,0	1,0	0,8	0,0	0,0	0,0
Lakvatten bergupplag – Kärnbränsleförvaret	0,0	0,0	0,2	0,3	0,8	0,3	0,1	0,1

4.6 Sammanlagda utsläpp av kväve

Beroende på när uppförandet av Kärnbränsleförvaret och utbyggnaden av SFR påbörjas, kommer utsläppen från respektive verksamhet att sammanfalla på olika sätt och ge upphov till olika totala utsläpp enskilda år. Referenstidsplanen för Kärnbränsleförvaret säger att det huvudsakliga berguttaget under uppförandeskedet pågår mellan 2020 och 2026. Under driftskedet vidtar ett mer konstant uttag av berg per år. Referenstidsplanen för SFR säger att berguttaget för utbyggnaden kommer att ske under åren 2022 till 2024. Utfyllnaden av vattenområdena sker första året (2022), men det största berguttaget sker det andra året (2023).

I tabell 4-6 redovisas de sammanlagda utsläppen från de båda verksamheterna samt FKA:s utsläpp av renat spillvatten för några olika scenarier där byggstarten för SFR varieras relativt referenstidsplanen för Kärnbränsleförvaret. Vid beräkningen har de delar av utsläppen som avskiljs i FKA:s reningsverk räknats bort. Av tabellen framgår att de maximala utsläppen ett enskilt år uppkommer 2024, om starten för utbyggnaden av SFR förskjuts ett år jämfört med referenstidsplanen. Då släpps sammanlagt 20,6 ton kväve ut till vattenrecipienten om allt kväve antas lakas ur sprängstensmassorna samma år som berget bryts.

Utsläppsmängden för ett driftår representerar driftskedet för Kärnbränsleförvaret då deponeringstunnlar successivt sprängs ut parallellt med deponeringen av kopparkapslarna med använt kärnbränsle. Under den senare delen av driftskedet kommer spillvattenmängderna att vara lägre då verksamheterna vid anläggningarna gradvis minskar i omfattning.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Vid konsekvensbedömningen av kväveutsläppen används genomgående två olika scenarier. Dels maxscenariot som representerar den kombination som ger maximalt utsläpp ett enskilt år (SFR byggstart+1 år), där SFR påbörjas ett år senare jämfört med referenstidsplanen, dels utfyllnadsscenariot som representerar den kombination där utfyllnaderna vid SFR är som störst i kombination med maximala utsläpp från Kärnbränsleförvaret (SFR byggstart+2 år).

Tabell 4-6. Sammanlagda utsläpp av kväve (ton/år) från Kärnbränsleförvaret och utbyggnaden av SFR beroende på byggstart för SFR. Färgskalan graderar mängden utsläppt kväve från lägsta värden (grönt) till högsta värden (rött).

SFR byggstart	Scenario	Kärnbränsleförvaret byggstart 2020 enligt enligt referenstidsplan										
		2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	Drift
-2 år		11,6	16,0	12,0	3,2	8,6	3,8	1,1	0,4	0,4	0,4	1,9
-1 år		2,7	12,8	15,2	12,1	8,6	3,8	1,1	0,4	0,4	0,4	1,9
2022	Referenstidsplan SFR	2,7	4,0	12,1	15,2	17,4	3,8	1,1	0,4	0,4	0,4	1,9
+1 år	Maxscenariot	**2,7**	**4,0**	**3,2**	**12,1**	**20,6**	**12,6**	**1,1**	**0,4**	**0,4**	**0,4**	**1,9**
+2 år	Utfyllnadsscenariot	2,7	4,0	3,2	3,2	17,5	15,8	9,9	0,4	0,4	0,4	1,9
+3 år		2,7	4,0	3,2	3,2	8,6	12,7	13,1	9,2	0,4	0,4	1,9
+4 år		2,7	4,0	3,2	3,2	8,6	3,8	10,0	12,4	9,2	0,4	1,9
Maxvärde		11,6	16,0	15,2	15,2	20,6	15,8	13,1	12,4	9,2	0,4	1,9

4.6.1 Utsläppspunkter

Utsläppen av kväve kommer att ske i olika delar av recipienten och har generaliserats till sex utsläppspunkter N1–N6, figur 4-1. Utsläppspunkterna listas i tabell 4-7. Av tabellen framgår att för maxscenariot släpps mest kväve ut år 2024, och framför allt via länshållningsvattnet från båda anläggningarna, via utsläppspunkterna N1 respektive N4. För utfyllnadsscenariot är mängderna också störst 2024, då utsläppen från utfyllnaderna för SFR vid Stora Asphällan sker via utsläppspunkterna N2 och N3. År 2024 kommer därför att användas som exempel för både maxscenariot och utfyllnadsscenariot vid visualiseringarna av haltförhöjningar och konsekvenser i kommande avsnitt.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Figur 4-1. *Ungefärlig lokalisering av utsläppspunkterna för tillkommande kväve från SKB:s verksamheter.*

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Tabell 4-7. Sammanlagda kväveutsläpp till recipient för maxscenariot och utfyllnadsscenariot (ton/år)*. Färgskalan graderar mängden utsläppt kväve från lägsta värden (grönt) till högsta värden (rött).

Maxscenariot (Kärnbränsleförvaret byggstart 2020, SFR byggstart referenstidsplan +1 år)												
Utsläppspunkt	**Beskrivning**	**2020**	**2021**	**2022**	**2023**	**2024**	**2025**	**2026**	**2027**	**2028**	**2029**	**Drift**
N1	Länshållningsvatten från SFR-U	0,0	0,0	0,0	4,6	10,3	8,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N2	Lakvatten från utfyllnad vid Stora Asphällan väster om bron	0,0	0,0	0,0	2,1	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N3	Lakvatten från utfyllnad vid Stora Asphällan öster om bron	0,0	0,0	0,0	2,1	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N4	Länshållningsvatten från SFK	1,2	1,8	2,5	2,6	7,5	3,1	0,6	0,0	0,0	0,0	1,3
N5	Lakvatten från utfyllnad vid Söderviken	1,2	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N6	Utsläpp från reningsverket (renat spill- och lakvatten)	0,4	0,4	0,7	0,7	2,1	1,5	0,5	0,4	0,4	0,4	0,6
Summa		**2,7**	**4,0**	**3,2**	**12,1**	**20,6**	**12,6**	**1,1**	**0,4**	**0,4**	**0,4**	**1,9**
Utfyllnadsscenariot (Kärnbränsleförvaret byggstart 2020, SFR byggstart referenstidsplan +2 år)												
Utsläppspunkt	**Beskrivning**	**2020**	**2021**	**2022**	**2023**	**2024**	**2025**	**2026**	**2027**	**2028**	**2029**	**Drift**
N1	Länshållningsvatten från SFR-U	0,0	0,0	0,0	0,0	4,6	10,3	8,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N2	Lakvatten från utfyllnad vid Stora Asphällan väster om bron	0,0	0,0	0,0	0,0	2,1	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N3	Lakvatten från utfyllnad vid Stora Asphällan öster om bron	0,0	0,0	0,0	0,0	2,1	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N4	Länshållningsvatten från SFK	1,2	1,8	2,5	2,6	7,5	3,1	0,6	0,0	0,0	0,0	1,3
N5	Lakvatten från utfyllnad vid Söderviken	1,2	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N6	Utsläpp från reningsverket (renat spill- och lakvatten)	0,4	0,4	0,7	0,7	1,2	1,7	1,3	0,4	0,4	0,4	0,6
Summa		**2,7**	**4,0**	**3,2**	**3,2**	**17,5**	**15,8**	**9,9**	**0,4**	**0,4**	**0,4**	**1,9**

*) Utsläppspunkternas lokalisering framgår av figur 4-1.

4.7 Haltförhöjning, spridning och transport

Kvävet från utsläppspunkterna beskrivna i föregående avsnitt, sprids i omgivande vattenrecipient genom vattenströmmar och diffusion. I det här avsnittet visas med hjälp av högupplöst spridningsmodell hur kvävet sprids och vilka halter som uppstår i olika delar av recipienten under förutsättning att det inte sker några förluster på vägen. Detta är ett försiktigt antagande som ger överskattning av de haltförhöjningar som beräknas. I praktiken sker det både upptag i biota, fastläggning i bottnar och gasavgång till atmosfären under kvävets väg genom Öregrundsgrepen. Konsekvenserna av upptaget av bottenvegetationen kvantifieras och diskuteras i kapitel 5.

4.7.1 Modelleringen av haltförhöjningar

Haltförhöjningen i recipienten har beräknats med hjälp av en tredimensionell hydrodynamisk strömningsmodell för Öregrundsgrepen (Moreno Arancibia 2016). Dataunderlaget för modellen är detsamma om använts i en tidigare hydrodynamisk modell för Öregrundsgrepen (Karlsson et al. 2010). Modellen visar hur ett ämne (kväve i detta fall) sprids till följd av vattenströmmar och diffusion. Modellen tar hänsyn till densitetsskiktning på grund av temperatur och salthalt, densitetsdriven strömning, vindens drivning på ytan, värmeutbytet med atmosfären, strömning orsakad av vattenståndsvariationer, tillflöden från land samt turbulent blandning och jordens rotation. Modellen har satts upp för år 2004, vilket även den tidigare modellen sattes upp för. Året kan betraktas som ett normalår avseende vindförhållanden. Simuleringsperioden är ett år med olika kombinationer av vind, vattenstånd och skiktning som spänner över den naturliga variationen i området.

Beräkningsnätet täcker hela Öregrundsgrepen, men upplösningen varieras rumsligt så att områden av särskilt intresse (till exempel i närheten av utsläppspunkterna) beskrivs med högre noggrannhet. Upplösningen är cirka 1 000 meter i norra Öregrundsgrepen och ökas successivt mot området där kvävet släpps ut, se figur 4-2. Vertikalt har beräkningsnätet överst två lager mellan ytan och ner till två meters djup vid medelvattenstånd. Båda lagren har samma tjocklek och varierar i tiden med vattenståndet i modellen. Därunder används 20 lager vars tjocklek varierar vertikalt, men inte i tiden.

Varje kvävekälla (N1–N6) modelleras individuellt och kan i efterhand summeras i de kombinationer man vill studera; maxscenariot och utfyllnadsscenariot finns beskrivna i avsnitt 4.6.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

I modellen är bakgrundshalten satt till noll och kvävet släpps ut kontinuerligt under hela året, men halterna beräknas endast för den kvävebegränsade sommarperioden (juni–september). Resultaten från beräkningarna ger en överskattning av halterna av kväve, eftersom modellen inte tar hänsyn till varken att det sker ett upptag av kväve i bottenvegetation utefter strömningsvägarna, att kväve fastläggs i bottensediment eller avgår i gasform till atmosfären.

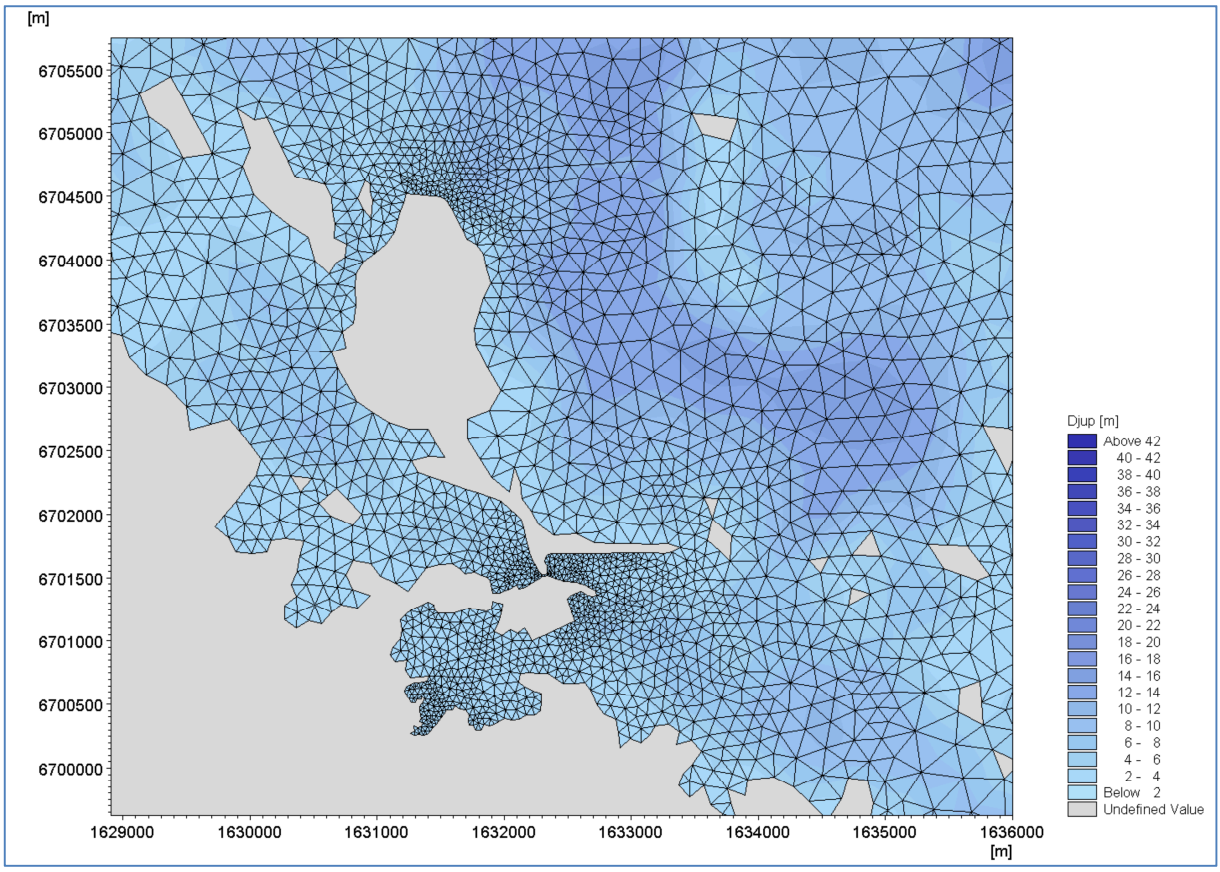
Storleken på kylvattenflödet får konsekvenser för utspädningen och spridningen av det utsläppta kvävet och lokalt har det stor påverkan på strömmarna i området. Därför simulerades tre olika kylvattenflöden. Det första med alla tre reaktorerna igång (160 m^3/s), det andra med ett flöde motsvarande en reaktor i drift (50 m^3/s) och det tredje utan någon reaktor i drift.

I tabell 4-8 ges en sammanställning av haltförhöjningen av kväve under sommaren i olika delområden per ton utsläppt kväve från de olika källorna (N1–N6), vid de olika kylvattenflödena (0, 50, respektive 160 m^3/s). Där framgår bland annat att de olika kylvattenflödena påverkar de beräknade halterna olika i de olika områdena. Skillnaderna i beräknade halter är emellertid små mellan de två högre flödena och fortsättningsvis beskrivs bara effekter och konsekvenser av haltförhöjningar under uppförandeskedet (max- och utfyllnadsscenarierna) vid det största kylvattenflödet, 160 m^3/s. Under Kärnbränsleförvarets driftskede är en stängning av kärnkraftverket däremot sannolik och haltförhöjningen utan kylvattenflöde testades (driftscenariot). Kallrigafjärden avser den inre delen av Natura 2000-området Kallriga. Delområdenas lägen framgår av figur 3-2 och 3-3 och utsläppspunkternas lägen av figur 4-1.

Tabell 4-8. Haltförhöjningen (µg/l per ton) under sommarperioden (juni–september) i olika delområden per ton utsläppt kväve från de olika källorna (N1–N6), vid olika kylvattenflöden (0, 50 och 160 m^3/s). Färgskalan graderar haltförhöjningen av kväve från lägsta värden (grönt) till högsta värden (rött).

Källa	N1	N2	N3	N4	N5	N6	N1	N2	N3	N4	N5	N6	N1	N2	N3	N4	N5	N6
Kylvattenflöde (m3/s)	0	0	0	0	0	0	50	50	50	50	50	50	160	160	160	160	160	160
Skaten-Rångsen	0,08	0,14	0,15	0,08	0,08	0,08	0,08	0,14	0,15	0,08	0,08	0,08	0,07	0,14	0,15	0,07	0,07	0,07
Yttre Grepen	0,06	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06
Kallriga 2000	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09	0,08	0,08	0,08	0,07	0,07	0,07	0,07	0,08	0,08	0,07	0,07	0,07
Kallrigafjärden	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen



Figur 4-2. *Beräkningsnätet och modelldjupen i området runt utsläppspunkterna. Polygonerna representerar de minsta enheterna som modelleras och rumsliga upplösningen är störst i närheten av utsläppspunkterna. I vertikal led är modellen uppdelad i ett antal lager. Koordinater i RT90 25 gon V.*

4.7.2 Genomsnittliga haltförhöjningar

Modelleringen av kväveutsläppen ger en bild av de genomsnittliga haltförhöjningar som uppkommer i vattenrecipienten, under förutsättning att kvävet sprids utan att fastläggas eller försvinna till atmosfären. Denna förenkling av spridningsmönstret beskriver därmed de halter som med de försiktiga antagandena som gjorts, maximalt skulle kunna uppkomma i recipienten. I avsnitt 5.4.1 beskrivs och används en modell för beräkning av mängden kväve som skulle kunna tas upp av bottenvegetation och växtplankton.

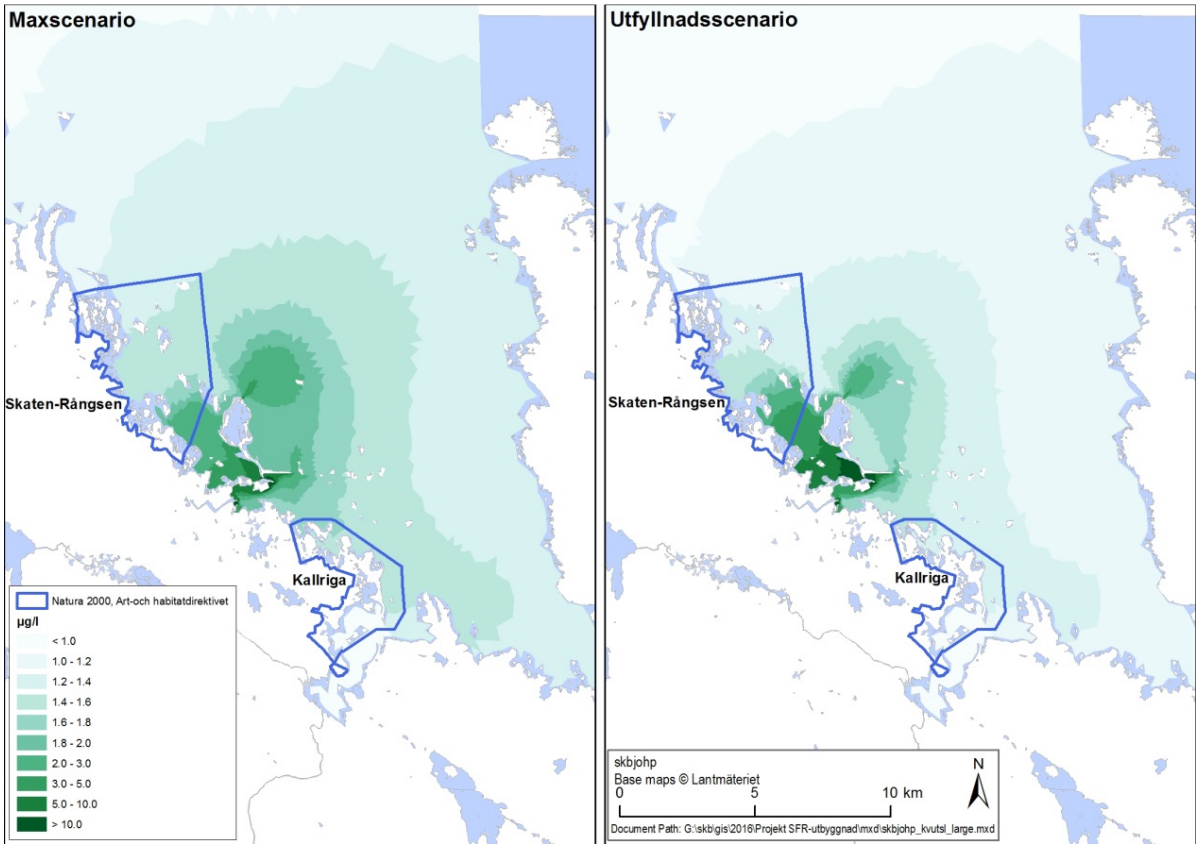
I figur 4-3 visas haltförhöjningen i Öregrundsgrepen för de två scenarierna, maxscenariot som representerar den kombination av Kärnbränsleförvaret och SFR som ger upphov till den högsta halten under juni–september ett enskilt år, och utfyllnadsscenariot som representerar den situation där utfyllnaderna vid SFR är som störst i kombination med maximalt utsläpp från Kärnbränsleförvaret. För båda scenarierna visas situationen för år 2024 och kylvattenflödet 160 m^3/s. Scenarierna ger snarlika resultat, det vill säga störst haltförhöjning runt stora Asphällan på grund av utfyllnaderna norr om SFR, låga halter i södra delen av Asphällsfjärden på grund av kylvattenströmmen, en plym utanför Biotestsjön och avtagande halter i alla riktningar från utsläppspunkterna på grund av gradvis ökande utspädning.

Den genomsnittliga haltförhöjningen i några avgränsade delområden för utsläpp av kväve enligt maxscenariot och utfyllnadsscenariot redovisas i tabell 4-9. Skillnaderna mellan scenarierna är att maxscenariot ger generellt lite högre halter i större delen av Öregrundsgrepen, medan utfyllnadsscenariot ger större haltförhöjning lokalt i Dyviksfjärden

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

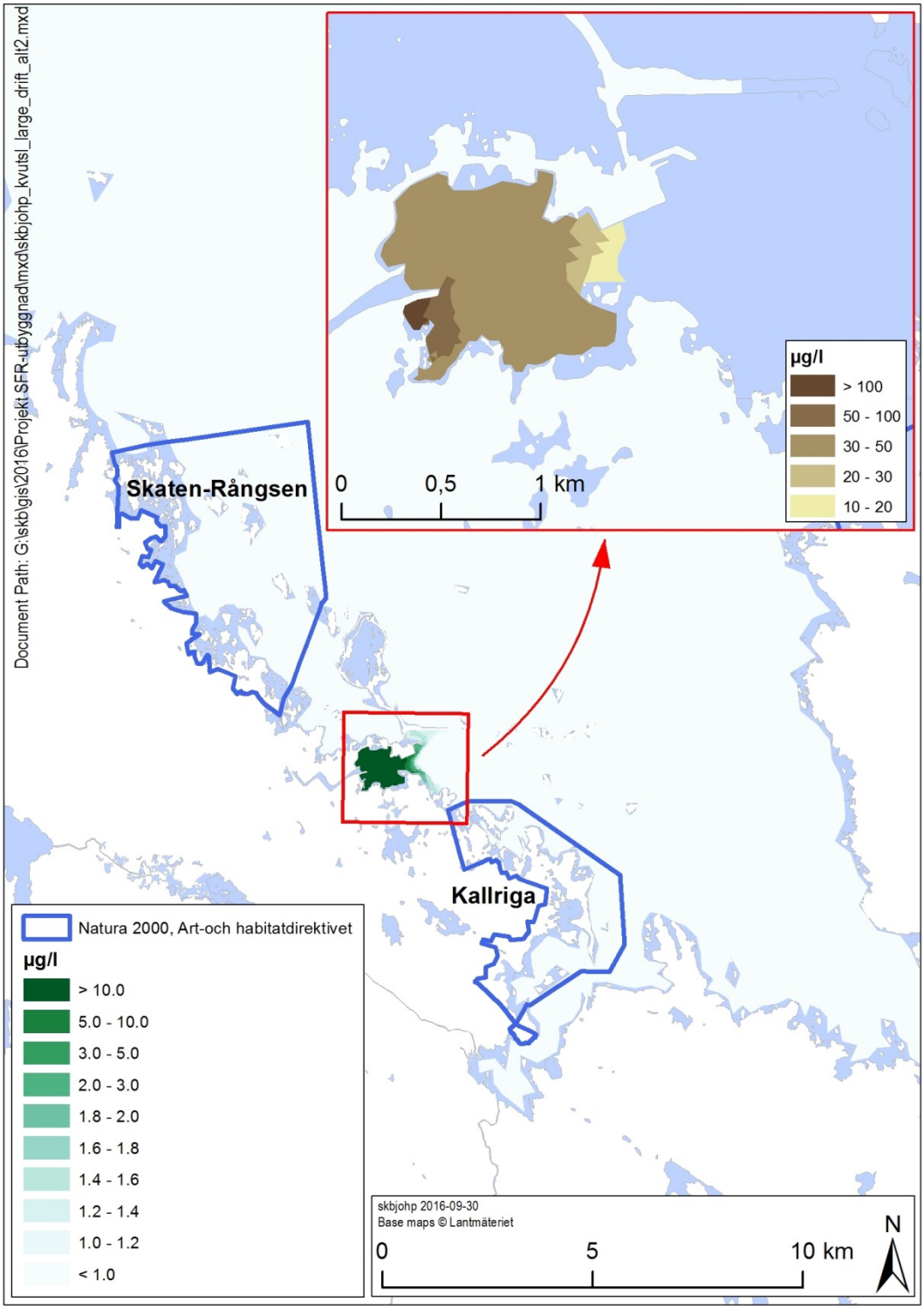
och södra delen av Natura 2000-området Skaten-Rångsen. Motsvarande haltförhöjningar enbart för utsläpp av kväve från uppförandet av Kärnbränsleförvaret redovisas i tabell 4-10.

Haltförhöjningen ”Drift” i tabell 4-9 och 4-10 representerar den del av driftskedet för Kärnbränsleförvaret med fullt kylvattenflöde via kärnkraftverket och fortsatt tillförsel av spillvatten från de olika verksamheterna. De lägre utsläppen under driftskedet jämfört med under uppförandeskedet resulterar i generellt betydligt lägre haltförhöjningar i alla delområden. Under den senare delen av driftskedet kommer kylvattenflödet gradvis att upphöra i takt med att reaktorerna tas ur drift för att till slut upphöra. Utan kylvattenflöde under driftsfasen minskar transporten bort från utsläppspunkterna och haltförhöjningen inne i Asphällsfjärden ökar, medan haltförhöjningen i resten av Forsmarksområdet blir relativt opåverkad, figur 4-4.



Figur 4-3. *Modellerade koncentrationsökningar av kväve i Öregrundsgrepen för de två scenarierna,* ***maxscenariot*** *(vänster) som representerar den kombination av utsläpp från uppförandet av Kärnbränsleförvaret och utbyggnaden av SFR som ger upphov till den högsta halten under juni–september ett enskilt år, och* ***utfyllnadsscenariot*** *(höger) som representerar situationen maximalt utsläpp från Kärnbränsleförvaret kombinerat med när utfyllnaderna vid SFR är som störst. För båda scenarierna visas situationen för år 2024 och kylvattenflödet 160 m^3 per sekund.*

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen



Figur 4-4. *Haltförhöjning under driftskedet för Kärnbränsleförvaret för situationen utan kylvattenflöde.*

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Tabell 4-9. Genomsnittlig haltförhöjning enskilda år i några delområden för maxscenariot och utfyllnadsscenariot (µg per liter). Färgskalan graderar haltförhöjningen av kväve från lägsta värden (grönt) till högsta värden (rött).

Område	Scenario	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	Drift
Skaten-Rångsen	Maxscenariot	0,18	0,27	0,21	1,18	1,51	0,90	0,08	0,03	0,03	0,03	0,13
	Utfyllnadsscenariot	0,18	0,27	0,21	0,22	1,54	1,18	0,72	0,03	0,03	0,03	0,13
Kallriga 2000	Maxscenariot	0,19	0,28	0,23	0,90	1,49	0,92	0,08	0,03	0,03	0,03	0,13
	Utfyllnadsscenariot	0,19	0,28	0,23	0,23	1,28	1,15	0,73	0,03	0,03	0,03	0,13
Kallrigafjärden	Maxscenariot	0,06	0,09	0,07	0,29	0,49	0,30	0,03	0,01	0,01	0,01	0,04
	Utfyllnadsscenariot	0,06	0,09	0,07	0,08	0,42	0,37	0,24	0,01	0,01	0,01	0,04
Öregrundsgrepen	Maxscenariot	0,17	0,25	0,20	0,74	1,28	0,79	0,07	0,03	0,03	0,03	0,12
	Utfyllnadsscenariot	0,17	0,25	0,20	0,20	1,08	0,98	0,62	0,03	0,03	0,03	0,12

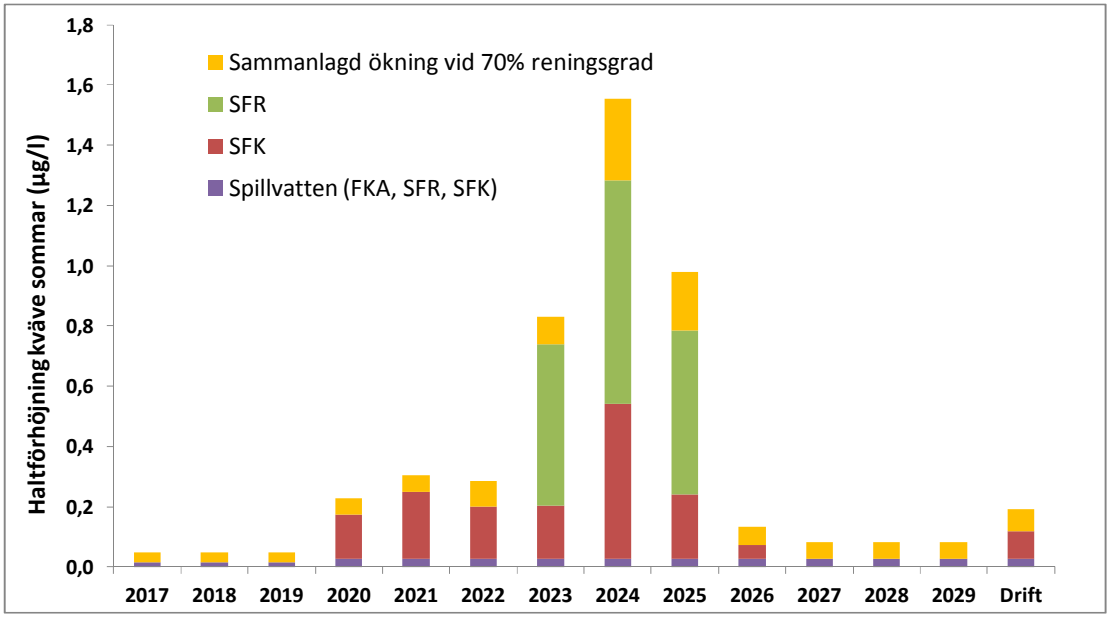
Tabell 4-10. Haltförhöjning enbart till följd av utsläppen från uppförandet av Kärnbränsleförvaret exklusive tillförseln av spillvatten (jfr tabell 4-9 där summan av utsläppen från Kärnbränsleförvaret och SFR redovisas). Färgskalan graderar haltförhöjningen av kväve från lägsta värden (grönt) till högsta värden (rött).

Område	Scenario	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	Drift
Skaten-Rångsen	Maxscenariot	0,16	0,24	0,19	0,19	0,55	0,23	0,05	0,00	0,00	0,00	0,10
Kallriga 2000	Maxscenariot	0,16	0,25	0,20	0,20	0,58	0,24	0,05	0,00	0,00	0,00	0,10
Kallrigafjärden	Maxscenariot	0,05	0,08	0,06	0,07	0,19	0,08	0,02	0,00	0,00	0,00	0,03
Öregrundsgrepen	Maxscenariot	0,15	0,22	0,17	0,18	0,52	0,21	0,04	0,00	0,00	0,00	0,09

Resultaten från modelleringen av kvävespridningen beskriver en genomsnittssituation över sommaren för ett normalår, vilket innebär att ett enskilt år med andra klimatologiska förhållanden kan avvika från denna genomsnittsbild. En annan osäkerhet i beräkningarna relaterar till de grundantaganden som görs i avsnitt 4.2 för utsläppens fördelning mellan olika utsläppspunkter och reningsgraden av lakvatten i FKA:s reningsverk.

I figur 4-5 framgår bidraget till haltförhöjningen från Kärnbränsleförvaret, SFR, inklusive renat spillvatten från reningsverket för maxscenariot. Eftersom detaljprojektering för kväverningen i FKA:s reningsverk fortfarande pågår, utvärderas effekten av om reningsgraden bara når 70 procent (i stället för det i beräkningarna antagna 90 %). Med detta antagande ökar halterna i Öregrundsgrepen som mest med cirka 25 procent det värsta året jämfört med halten för maxscenariot och ett kylvattenflöde på 160 m^3/s (figur 4-5). Även för övriga vattenområden blir haltförhöjningarna cirka 25 procent högre.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen



Figur 4-5. *Haltförhöjning av totalkväve i Öregrundsgrepen vid uppförandet av Kärnbränsleförvaret (SFK) och utbyggnaden av SFR för maxscenariot och kylvattenflödet 160 m^3/s. Basnivån utgår från reningsgraden 90 % i reningsverket. Den gula stapeln speglar den haltökning som blir följden i Öregrundsgrepen om reningsgraden istället är 70 %. Driftstapeln avser driftskedet för Kärnbränsleförvaret.*

4.7.3 Partikelspårningsmodellering av transporttider och transportvägar

Den hydrodynamiska strömningsmodellen kombinerades med en partikelspårningsmodell (Moreno Arancibia 2016) i syfte att uppskatta transportvägar, transporttider och uppehållstider. Resultaten från partikelspårningen innehåller information om var partiklar från respektive utsläppspunkt, befinner sig vid ett givet tillfälle. Därigenom kan analyser göras av hur stor del av partiklarna (kvävet) som passerar till exempel ett Natura 2000-område, hur lång tid transporten till området tar och hur länge partiklarna stannar i området. Dessa uppgifter kan användas för att uppskatta hur stora mängder kväve som skulle kunna tas upp av bottenvegetationen utmed spridningsvägarna.

Partiklarna i partikelspårningen är passiva, vilket innebär att deras förflyttning endast beror på vattnets rörelse. Modelleringen visar således hur kvävet skulle transporteras om det följde med vattenströmmarna och inte försvann genom denitrifikation eller via upptag längs vägen. På grund av långa beräkningstider släpps partiklarna i modellen ut kontinuerligt endast under perioden 1 maj till 31 juli, men resultaten antas representera hela den kvävebegränsade sommarperioden. Varje partikel följs i 60 dagar efter frisläppandet och andelen partiklar som passerar något av områdena senare än 60 dagar anses vara försumbar.

Med två undantag används samma utsläppspunkter som för strömningsmodelleringen (se figur 4-1). Utsläppspunkt N4 är inte med, eftersom den ligger nära N5 och partiklarna från båda dessa källor antas uppföra sig på likartat sätt. Det andra undantaget är att partiklar även släpps ut i läget för kylvattenutflödet vid Biotestsjöns utlopp, då de partiklar som sugs in i kylvattenintaget inte går att spåra fram till Biotestsjöns utlopp med den aktuella modelluppställningen. Läget vid Biotestsjöns utlopp representerar både utsläppen från FKA:s reningsverk (N6) som går ut direkt i kylvattenkanalen och de utsläppspunkter vars partiklar sugs in i kylvattenkanalen. Endast scenariot med det högsta kylvattenflödet på 160 m^3/s används vid partikelspårningen. Enligt resultaten från modelleringarna av kvävespridningen, är skillnaderna i utfall små, jämfört med det lägre flödet (50 m^3/s), tabell 4-8.

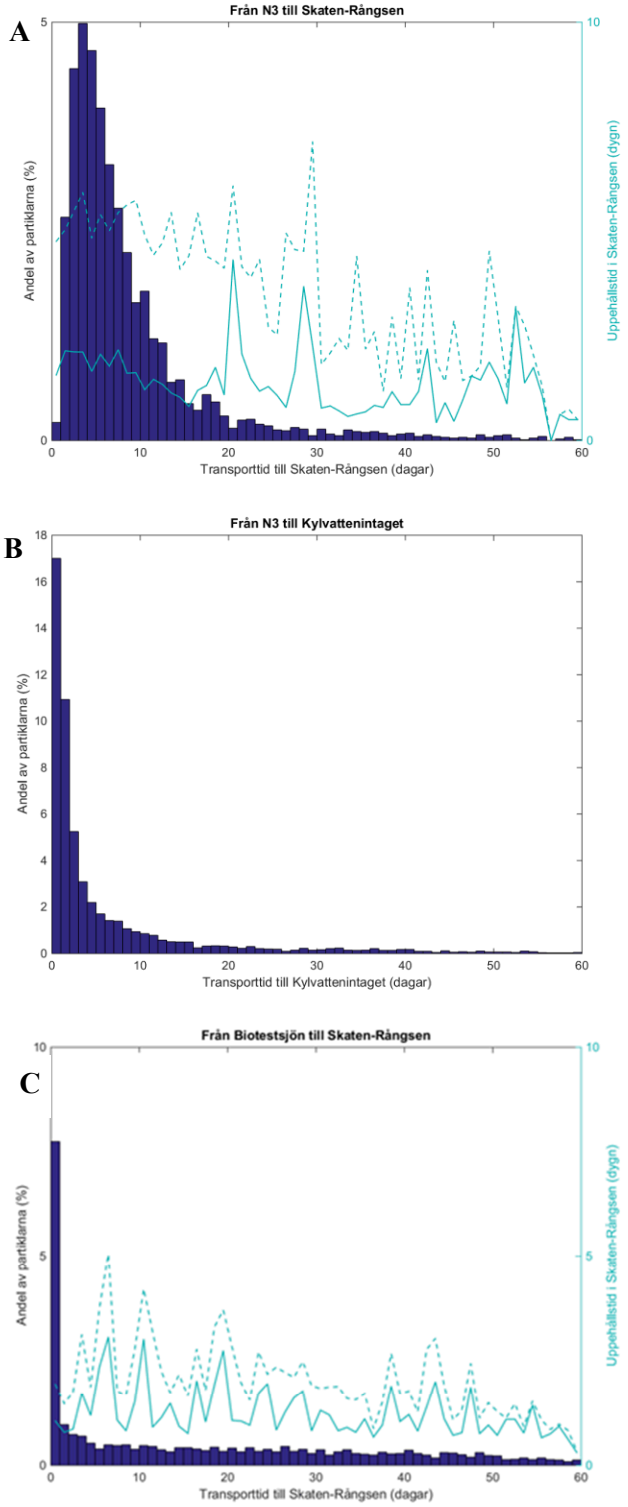
PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Från Kärnbränsleförvarets (N4, N5) och reningsverkets (N6) utsläppspunkter långt inne i Asphällsfjärden sugs alla partiklar relativt snabbt in i kylvattenkanalen. Via Biotestjöns utlopp transporteras 32 procent av partiklarna mot Natura 2000-området Skaten-Rångsen och 26 procent mot Natura 2000-området Kallriga, medan övriga partiklar sprids i Öregrundsgrepen och till stor del vidare ut i Bottenhavet. Från SFR:s utsläppspunkter (N1–N3) följer en del av partiklarna samma transportväg – via kylvattenintaget och Biotestsjön – medan, i synnerhet för utfyllnaderna vid Stora Asphällan (N2, N3), transporteras en relativt stor del direkt mot Natura 2000-området Skaten-Rångsen och en mindre del mot Natura 2000-området Kallriga, utan att passera kylvattenkanalen, se figur 4-6.

Den genomsnittliga transporttiden från utsläppspunkterna till Natura 2000-områdena är 13–19 dygn. Uppehållstiden i områdena är i genomsnitt 1–5 dygn i Skaten-Rångsen och 0,5–1,5 dygn i Kallriga, se tabell 4-12.

Vid högsta kylvattenflöde (160 m^3/s) passerar cirka hälften av kylvattnet (från reaktor 1 och 2) genom Biotestsjön, där tiden för vattenomsättningen i huvudfåran har uppskattats till mellan tre och sex timmar. Resterande kylvatten (från reaktor 3) som släpps ut i kanalen bredvid Biotestsjön har kortare omsättningstid. Generellt sett tar det längre tid för partiklarna att nå de inre delarna av Natura 2000-områdena, och de genomsnittliga uppehållstiderna i dessa inre områden spänner mellan ett halvt dygn (Skaten-Rångsen) upp till 2,5 dygn (Kallriga).

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen



Figur 4-6. *Histogrammen beskriver ett exempel på fördelningen av transporttiden för partiklarna från en av utsläppskällorna (N3) direkt till Natura 2000-området Skaten-Rångsen via Dyviksfjärden (A), eller genom att partiklarna sugs in i kylvattenkanalen (B) och släpps ut via Biotestsjön och vidare mot Natura 2000-området Skaten-Rångsen (C). Linjerna visar den genomsnittliga uppehållstiden i området för partiklar med en viss transporttid. Den heldragna linjen visar den genomsnittliga uppehållstiden vid första besöket för partiklar med en viss transporttid, medan den streckade linjen även inkluderar uppehållstiden om partikeln transporteras tillbaka in i området vid ett eller flera senare tillfällen (inom 60 dagar från utsläppstiden).*

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Tabell 4-11. Resultat från partikelspårningen. Andelen av utsläppta partiklar från olika utsläppskällor som når respektive Natura 2000-område samt den genomsnittliga transporttiden (alla transportvägar inkluderade) från utsläppet till första ankomst till området.

		Källa			
	Område	***N1***	***N2***	***N3***	***N4-N6***
Andel av partiklarna som når området (%)	Skaten-Rångsen	34	57	59	32
	Inre Skaten-Rångsen	9	25	26	7
	Kallriga	26	27	28	26
	Inre Kallriga	3	3	3	3
Transporttid (dygn)	Skaten-Rångsen	18	13	13	19
	Inre Skaten-Rångsen	23	16	15	25
	Kallriga	16	19	19	16
	Inre Kallriga	13	15	18	14

Tabell 4-12. Resultat från partikelspårningen. Den genomsnittliga uppehållstiden vid första besöket (Uppehållstid 1) eller den totala uppehållstiden under 60 dygn efter utsläppet (Uppehållstid 2) i respektive område för partiklar från olika utsläppspunkter. För källorna N1–N3 avses uppehållstiden för de partiklar som inte transporterats via kylvattenkanalen/Biotestsjön. Utsläppspunkten Biotestsjön innefattar partiklar från alla källor som transporterats den vägen.

		Källa/Utsläppspunkt			
	Område	***N1***	***N2***	***N3***	***Biotestsjön***
Uppehållstid 1 (dygn)	Skaten-Rångsen	1,3	1,7	1,8	1,2
	Inre Skaten-Rångsen	0,5	0,5	0,6	0,4
	Kallriga	0,5	0,6	0,6	0,6
	Inre Kallriga	1,0	1,2	1,4	1,8
Uppehållstid 2 (dygn)	Skaten-Rångsen	4,5	5,0	5,1	2,1
	Inre Skaten-Rångsen	1,2	1,2	1,3	1,0
	Kallriga	1,4	1,2	1,3	1,2
	Inre Kallriga	1,7	1,5	1,7	2,5

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

5 Ekologiska effekter av tillfört kväve

I detta kapitel finns först en kort sammanfattning av kvävets funktion, kretslopp och övergödningsproblematiken i Östersjön (avsnitt 5.1). Därefter utreds de kumulativa ekologiska effekterna av kvävetillskottet från SKB:s verksamhet (uppförandet av Kärnbränsleförvaret och utbyggnaden av SFR) på vattenkvalitet (5.2), bottenvegetationen på djupa och grunda bottnar (5.3 och 5.4), samt övriga övergödningseffekter (5.5). Slutligen diskuteras påverkan av bidraget från uppförandet och driften av Kärnbränsleförvaret avseende ekologiska effekter (5.6).

5.1 Kvävets funktion, kretslopp och problematik

Allt liv, i havet såsom på land, behöver näring för att kunna växa och utvecklas normalt. Basen i ett ekosystem utgörs främst av primärproducenterna, de som utför fotosyntes. I öppna havet är det växtplankton (mikroskopiska, encelliga alger) som står för den största andelen av fotosyntesen, men i kustområden kan bottenvegetationen dominera. Tillsammans med solljusets energi, koldioxid, vatten och näring bildas organiskt material, restprodukten är syre. I Östersjön är det antingen solljuset eller tillgången på och förhållandet mellan de viktigaste näringsämnena kväve (N) och fosfor (P) som reglerar hur mycket och vilken typ av alger det blir. Producenterna tar oftast upp näringen i löst oorganisk form, det vill säga som ett närsalt: fosfor som fosfat, kväve som nitrat eller ammonium.

I ytvattnet, där det finns tillräckligt med solljus under sommarhalvåret, omsätts närsalterna i den biologiska produktionen av växtplankton och bottenvegetation. Med tiden sjunker döda växt- och djurdelar ner mot bottnen, bryts ner och närsalterna återförs till vattnet. Koncentrationen av närsalter är därför alltid högre i bottenvattnet än i ytvattnet. När sedan höst- och vinterstormar blandar om vattnet, förs en del av det näringsrika bottenvattnet upp till ytan där näringsämnena återigen blir tillgängliga för den biologiska produktionen.

5.1.1 Kväve- eller fosforbegränsning?

För att kunna bedöma effekter av kvävetillskott är det viktigt att veta om det är kväve eller fosfor som begränsar produktionen i området. Generellt är produktionen fosforbegränsad i Bottenviken och, åtminstone under våren och försommaren, kvävebegränsad i egentliga Östersjön (figur 3-1). Detta beror till stor del på biogeokemiska processer som har med salt- och syreförhållanden att göra. Fosfor binds till bland annat järn i syresatta bottensediment, särskilt vid låg salthalt som i Bottenviken och blir därför en bristvara. Vid syrebrist, i synnerhet vid högre salthalter, frigörs däremot fosfor från sedimenten, vilket sker i stor utsträckning i egentliga Östersjön. Vid låga syrekoncentrationer i sediment eller vattenmassan, sker även en omvandling av nitrat till kvävgas (denitirifikation) som inte kan utnyttjas av producenterna (undantaget cyanobakterier). Dessa processer gör att kväve är begränsande i egentliga Östersjön under vårblomningen. Under sommaren kan däremot fosfor bli begränsande för den totala produktionen även i egentliga Östersjön, eftersom cyanobakterier som fixerar kvävgas och trivs under sommaren, inte begränsas av tillgången på nitrat och ammonium i vattnet utan växer tills fosforn tar slut (Hjerne 2016).

För att motverka övergödning i egentliga Östersjön anser många att belastningen av både kväve och fosfor måste begränsas, medan vissa hävdar att det räcker att begränsa tillförseln av fosfor eftersom en minskad kvävetillförsel skulle leda till större blomningar av kvävefixerande cyanobakterier som ändå skulle kompensera för den minskade kvävebelastningen. I Bottniska viken (Bottenviken, Norra Kvarken och Bottenhavet) anses det viktigare att begränsa fosfortillförseln. Enligt en dom i EU-domstolen (2009) finns även ett undantag norr om Norrtälje kommun, från kravet i EU-rådets (1991) avloppsdirektiv om särskild kväverening av avloppsvatten från tätbebyggelse med mer än 10 000 personekvivalenter.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

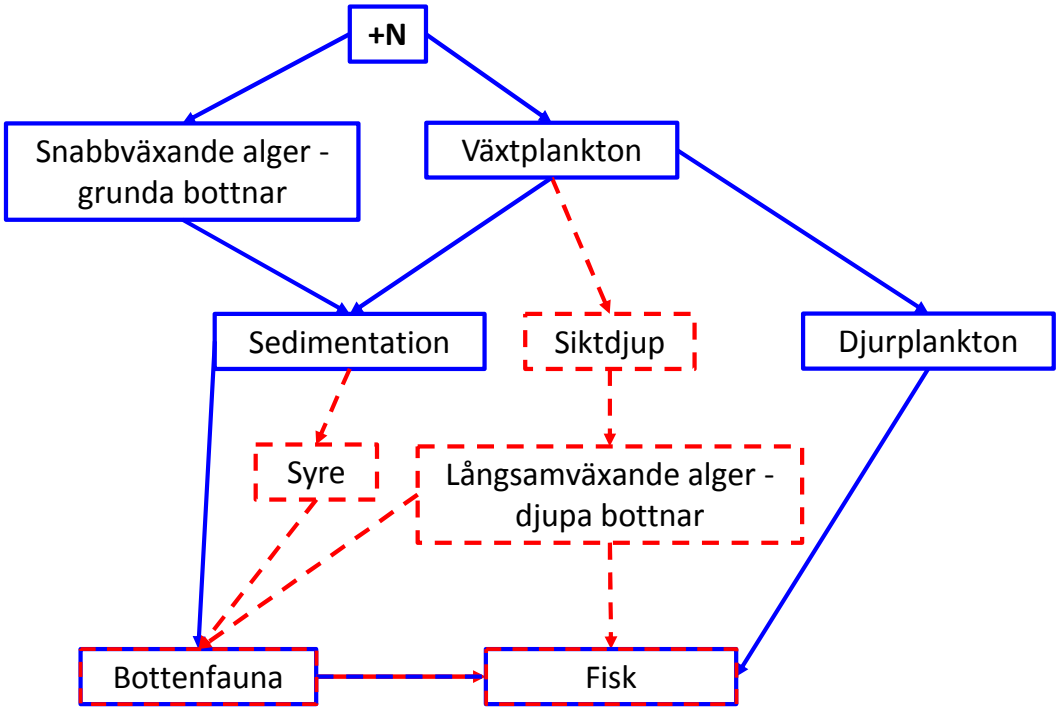
Medan produktionen i Bottenviken är fosforbegränsad och i egentliga Östersjön huvudsakligen kvävebegränsad, utgör Bottenhavet en mer komplex övergångszon där produktionen kan begränsas av antingen fosfor eller kväve eller båda dessa i kombination. Forsmark ligger vid Bottenhavet på gränsen till egentliga Östersjön. Där råder under vårblomningen fosforbegränsande förhållanden, men övergår i kvävebegränsning under sommarperioden (maj–september, se avsnitt 3.2.3).

5.1.2 Övergödningseffekter

Övergödningen av Sveriges kuster och omgivande hav är sedan lång tid ett av våra betydande miljöproblem. Stora ansträngningar gjorts under de senaste decennierna för att begränsa utsläppen av övergödande ämnen, både i Sverige och i andra länder. Lokala förbättringar har skett i många kustområden, men i andra delar och i öppna Östersjön finns fortfarande många problem kvar.

Den ökade närsaltstillförseln och de högre närsaltskoncentrationerna har lett till ökad produktion och biomassa av växtplankton i vattenmassan, vilket i sin tur har resulterat i ett grumligare vatten med minskat siktdjup (Hjerne 2016). I kustområdena har produktionen av snabbväxande ettåriga fintrådiga makroalger ökat. Samtidigt har fleråriga och långsamväxande arter som blåstång minskat, men sedan 1990-talet verkar en svag återhämtning ha skett. Även i grundare områden kan bottenvegetationen minska till följd av bland annat försämrat siktdjup och sedimentation. Fintrådiga alger kan på grund av sin stora yta ta upp närsalter effektivt och därigenom konkurrera med annan bottenvegetation om närsalter, men även om ljus (genom påväxt) och habitat genom att ockupera tillgängliga ytor för rekrytering. När fintrådiga alger lossnar kan drivande algmattor bildas som hamnar på stränder eller djupare bottnar med lokala negativa effekter på faunan som följd. Den ökade produktionen har lett till ökad sedimentation av organiskt material, som bryts och kan orsaka syrebrist på bottnar och i djupvattnet. Det finns också effekter av övergödning som vi människor uppfattar som positiva, till exempel leder generellt ökade produktionen av alger till mer föda för djurplankton och bottenlevande djur, vilket gynnar produktionen av fisk. Samtidigt kan fisk och bottenfauna påverkas negativt av syrebrist och försämrat habitat, figur 5-1.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen



Figur 5-1. *Schematisk beskrivning av några viktiga processer vid tillförsel av kväve, det vill säga övergödning. Blåa heldragna linjer indikerar positiva effekter/ökningar och röda streckade linjer indikerar en negativa effekter/minskningar. Blå-röda linjer tyder på att gruppen (bottenfauna och fisk) påverkas både positivt och negativt och att nettoeffekten därför är osäker.*

5.2 Effekter på vattenkvalitet

En ökning av kvävetillförseln förväntas öka produktionen och biomassan av växtplankton, vilket leder till högre klorofyllkoncentrationer och minskat siktdjup. I detta avsnitt uppskattas hur vattenkvaliteten i området runt Forsmark under sommaren (juni–september) skulle kunna påverkas, baserat på de beräknade haltförhöjningarna från SKB:s kväveutsläpp enligt spridningsmodellen för maxscenariot och utfyllnadsscenariot (se avsnitt 4.6). Utgångspunkten är det försiktiga antagandet att allt kväve sprids i vattenmassan och att inget tas upp och fastnar i till exempel bottenvegetationen runt utsläppspunkterna. Detta antagande diskuteras i avsnitt 5.4.

5.2.1 Kväve

Övergödning påverkar vattenkvaliteten negativt och kan uppskattas på olika sätt, varav koncentrationen av närsalter är ett. Kvävet från SKB:s utsläpp uppträder i lättillgänglig oorganisk form (DIN). I stora delar av Öregrundsgrepen beräknas ökningen bli 1–2 µg/l (figur 4-3), vilket kan tyckas mycket i förhållande till den genomsnittliga sommarkoncentrationen av DIN på cirka 2,4 µg/l (Asphällsfjärden). Att jämföra med DIN-koncentrationen är dock inte relevant, eftersom den är låg just för att producenterna snabbt tar upp tillgängligt kväve under sommaren. Om samma kväveökning istället jämförs med den genomsnittliga sommarkoncentrationen av totalkväve i Asphällsfjärden (268 µg/l) beräknas ökningen bli väldigt liten (mindre än 1 %, se tabell 3-1). Denna jämförelse är intressant eftersom totalkväve ingår i miljökvalitetsnormerna för ekologisk status (Havs- och vattenmyndigheten 2013). Däremot säger jämförelsen inte mycket om hur stor effekt utsläppen kan tänkas ha på primärproduktionen eller växtplanktonbiomassan, eftersom större delen av totalkvävet utgörs av relativt stabilt löst organiskt kväve som producenterna inte kommer åt. Mer relevant är därför den ökning på 2–5 procent av den genomsnittliga

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

sommarkoncentrationen av partikulärt organiskt kväve (PON, 43 µg/l, se tabell 3-2) som en ökning av kvävekoncentrationen på 1–2 µg/l skulle resultera i om kvävet togs upp av växtplankton.

5.2.2 Klorofyll

Växtplankton utgör en viktig del av partikulärt organiskt kväve (PON) och eftersom klorofyllkoncentrationen i det närmaste är proportionell mot PON under sommaren (Hjerne 2016) skulle den relativa klorofyllökningen därmed förväntas bli lika stor som för PON (2–5 %). Det finns dock en möjlighet att klorofyll (det vill säga växtplanktonbiomassan) skulle kunna öka mer än PON i närheten av ett kväveutsläpp. PON utgörs inte enbart av kväve i växtplankton, utan även av det kväve som finns i små djurplankton, bakterier och dött organiskt material (detritus). Vid ett kväveutsläpp tas kvävet upp av producenterna (växtplankton) och därför bör den relativa ökningen av växtplanktonbiomassan och därmed även av klorofyllkoncentrationen initialt bli större än för PON. Med tiden kommer dock detta kväve att spridas till djurplankton, bakterier och detritus. Detta förväntas ske relativt snabbt under sommaren, eftersom omsättningshastigheten för växtplankton är hög (cirka 40 % per dag). Närmast utsläppskällorna skulle därför den relativa klorofyllökningen uppskattningsvis kunna bli cirka 3,5 ggr högre än den relativa ökningen i PON-koncentration, men ju längre från utsläppspunkten (i tid) desto mindre bör skillnaden bli (Hjerne 2016).

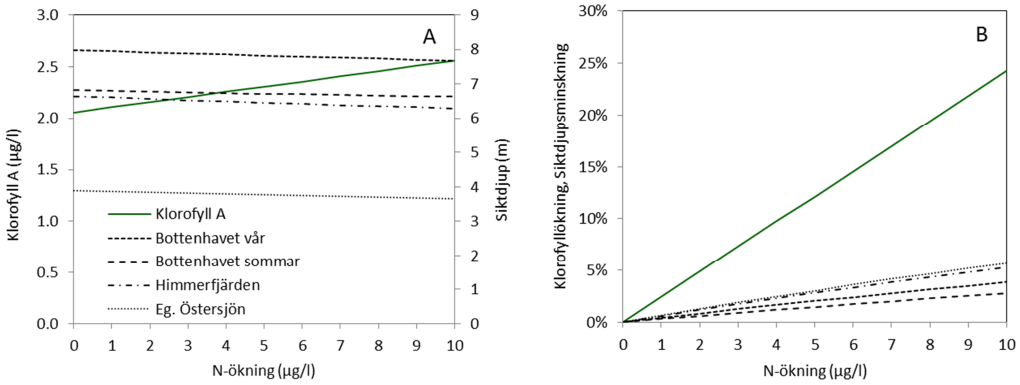
Kväveökningen i de mest påverkade delarna av Skaten-Rångsen skulle både i max- och utfyllnadsscenariot hamna på cirka 3 µg/l, vilket motsvarar en ökning av PON och klorofyll med 7 procent, figur 5-2. I Kallriga skulle motsvarande koncentrationsökningar bli knappt 2 µg/l, vilket motsvarar en klorofyllökning med cirka 5 procent. Dessa uppskattningar förutsätter att kvävet, som initialt togs upp av växtplankton, har hunnit sprida sig till bakterier, djurplankton och detritus, vilket är rimligt med tanke på att den snabba omsättningstiden och att det i genomsnitt tar mellan 13 och 19 dagar, beroende på utsläppspunkt, för kvävet att transporteras till gränsen för Skaten-Rångsen.

5.2.3 Siktdjup

Siktdjupet minskar ju mer klorofyll vattnet innehåller, men påverkas även av mängden suspenderat partikulärt material och koncentrationen av humusämnen. Baserat på observationer har samband mellan siktdjup och dess faktorer beskrivits för fyra olika delar av Östersjön, figur 5-2 (Harvey et al. 2015). Utifrån dessa samband och koncentrationerna av suspenderat partikulärt material och humusämnen i Asphällsfjärden, uppskattas förändringarna i siktdjup för ökningar av klorofyllkoncentrationer som förväntas i Forsmarksområdet som en följd kväveutsläppen (Hjerne 2016).

Utan kväveökningen förutser modellerna ett siktdjup som är jämförbart med det observerade medelsiktdjupet på 5,6 (±1,1) meter under sommaren (juli–augusti) ute i Öregrundsgrepen. Ökningar i kvävekoncentrationen med 1–2 µg/l, vilket motsvarade klorofyllökningar på 2–5 procent, resulterar i en försämring av siktdjupet med mindre än 1 procent. Närmare utsläppspunkterna ger kvävehaltökningar på 5 och 10 µg/l, vilket motsvarar en ökning av klorofyll på 12 och 24 procent, en försämring av siktdjupet med cirka 2 respektive 4 procent. Observera dock att siktdjupsförsämringen, liksom ökningen av klorofyll, skulle kunna vara upp till 3,5 gånger större närmast utsläppspunkterna. Klorofyllhalten skulle därmed närmast kunna fördubblas nära utsläppspunkterna, medan den uppskattade siktdjupsförsämringen skulle begränsas till drygt 15 procent.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen



Figur 5-2. *Sambandet mellan den beräknade koncentrationen av klorofyll A (A) eller relativa klorofyllökningen (B) och haltförhöjningen av kväve baseras på det proportionella förhållandet mellan klorofyll och partikulärt organiskt kväve. Det beräknade siktdjupet (A) och siktdjupsförsämringen (B) baseras på en modell (Harvey et al. 2015) där effekten av klorofyll, humusämnen och suspenderat partikulärt material skiljer sig i fyra olika delmodeller beroende på område i Östersjön och säsong.*

5.2.4 Osäkerhet vid bedömning av effekter på vattenkvalitet

De förutsedda förändringarna i klorofyllkoncentrationer och siktdjup baseras på en rad antaganden som medför osäkerhet i resultaten. Utöver osäkerhet i utsläppens storlek och spridningsmodelleringen finns det två andra viktiga osäkerhetskällor: (i) den relativa ökningen av klorofyllkoncentrationen (växtplankton) skulle kunna vara upp till 3,5 gånger större än ökningen av det partikulära organiska kvävet, i synnerhet nära utsläppspunkterna och (ii) en stor del av kvävet skulle kunna tas upp av bottenvegetationen istället för av växtplankton.

Det är inte orimligt att bottenvegetationen tar upp åtminstone hälften av kvävet från utsläppen, vilket skulle halvera förändringarna i klorofyll och siktdjup (detta analyseras och diskuteras vidare i avsnitt 5.4). Istället för en fördubblad klorofyllhalt närmast utsläppspunkterna skulle detta medföra endast en 50-procentig ökning. Sammantaget innebär det att redovisade resultat troligtvis innebär en överskattning av effekterna från SKB:s verksamheter.

5.3 Effekter på djupa bottnar

Om man utgår från att en ökad produktion av växtplankton resulterar i minskat siktdjup, kan produktionen och förekomsten av vegetation på djupare bottnar förväntas minska på grund av försämrade ljusförhållanden. Även snabbväxande påväxtalger kan ha en liknande konkurrenseffekt på mer långsamväxande arter.

5.3.1 Täckningsgrad och artantal

Inom ramen för det Naturvårdsverksfinansierade projektet WATERS (Göteborgs universitet 2016) pågår ett arbete med att utveckla och förbättra kriterier för att klassificera den biologiska statusen av svenska kustvatten inom ramen för Vattendirektivet (Blomqvist et al. 2014). I projektet används observationer från tusentals dyktransekter i kombination med miljövariabler för att hitta samband mellan vegetationen på lite djupare bottnar och övergödningsrelaterade variabler. Deras analyser använder den kumulativa täckningsgraden av bottenvegetation på både hård- och mjukbotten och antalet makroalgsarter. Dessa variabler relateras till övergödningsrelaterade faktorer samtidigt som de naturliga gradienterna i till exempel latitud, salthalt och vågexponering samt effekter av år, årstid, djup, dykare, med mera beaktas. På hårdbotten minskar den kumulativa täckningsgraden vid en ökning av

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

totalkvävekoncentrationen och på både hård- och mjukbotten minskar täckningsgraden vid en siktdjupsminskning.

Även antalet arter minskar med ökade koncentrationer av totalkväve och minskande siktdjup. Utifrån dessa samband uppskattas förändringen i täckningsgrad (tabell 5-1) och artantal (tabell 5-2) och vid de förändringar i totalkvävekoncentrationer och siktdjup som kan förväntas i området runt Forsmark på grund av kväveutsläppen från SKB:s verksamhet (Hjerne 2016).

Tabell 5-1. Den relativa minskningen av den kumulativa täckningsgraden (%) vid olika ökning av totalkvävekoncentration (TN) och motsvarande siktdjupsförsämring (%).

N-ökning (µg/l)	Siktdjupsförsämring	Relativ minskning av täckningsgraden pga:			
		Hårdbotten			Mjukbotten
		TN	Siktdjup	TN & siktdjup	Siktdjup
2	0,9	1,2	1,3	2,5	1,0
5	2,2	3,1	3,1	6,2	2,4
10	4,2	6,1	5,8	12	4,5

Tabell 5-2. Den relativa minskningen av antalet arter (%) vid olika ökning av totalkvävekoncentration (TN) och motsvarande siktdjupsförsämring (%).

N-ökning (µg/l)	Siktdjupsförsämring	Relativ minskning av artantal pga:		
		TN	Siktdjup	TN & siktdjup
2	0,9	0,5	0,8	1,2
5	2,2	1,2	1,8	3,0
10	4,2	2,3	3,5	5,8

5.3.2 Osäkerhet vid bedömning av effekter på djupa bottnar

Osäkerheten i uppskattningarna av haltförändringarna av totalkväve och siktdjup som redan diskuterats, påverkar direkt de uppskattade förändringarna bottenvegetationen på djupare bottnar. Därutöver finns en stor osäkerhet om hur väl de övergödningsrelaterade variablerna kan förklara förändringar i bottenvegetationen. Sambanden bygger på ett mycket stort antal dyktransekter och observationer, men trots det kan modellen för i synnerhet täckningsgraden på mjukbotten endast förklara en mindre del av variationen (25 %). Även om faktorer som salthalt, djup, med mera har tagits med i modellerna för att kompensera för lokala förhållanden är det oklart hur väl modellerna kan prediktera effekterna på bottenvegetationen under de specifika förutsättningar som råder i enskilda områden. Resultaten ger dock en fingervisning om vilken storleksordning på förändringar som kan förväntas.

5.4 Effekter på grunda bottnar

Det är svårt att, på ett liknande sätt som för växtplankton, uppskatta hur mycket biomassan av bottenvegetationen skulle kunna öka utifrån en haltförhöjning av kväve. Ett sätt att uppskatta hur mycket biomassan, inom till exempel ett Natura 2000-område maximalt skulle kunna öka är, att anta att allt kväve som enligt partikelspårningen (se avsnitt 4.7.3) passerar området, tas upp av bottenvegetationen. Detta förutsätter alltså att inget kväve försvinner på vägen och att sedan allt kväve tas upp av bottenvegetationen i området. Ingen av dessa förutsättningar är rimlig och en sådan uppskattning innebär en grov överskattning.

För att uppskatta hur mycket kväve som skulle kunna bindas i bottenvegetationen på vägen mot och i ett område, kombinerades resultaten från partikelspårningen med en *upptagsmodell för kvävet*. Fokus ligger i synnerhet på Natura 2000-områdena, eftersom de är av särskilt

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

skyddsintresse, men vissa slutsatser kan även dras för områden närmare utsläppspunkterna, samt för vattenkvaliteten (klorofyll, siktdjup) ute i Öregrundsgrepen.

5.4.1 Modell för kväveupptag

Modellen för kväveupptag bygger på några få enkla antaganden (Hjerne 2016):

- Eftersom det råder kvävebrist i Forsmarksområdet under sommaren, medan övriga faktorer för produktion är gynnsamma, antas upptaget av löst oorganiskt kväve ske momentant.
- Kvävet i växtplankton transporteras vidare i enlighet med partikelspårningsmodellen, medan kväve som tas upp av fastsittande bottenvegetation åtminstone tillfälligt stannade på platsen.
- I växtplankton omsätts (frigörs) 40 procent och i bottenvegetation 3 procent av kvävet dagligen och blir därigenom återigen tillgängligt för upptag av växtplankton eller bottenvegetationen.
- Det relativa kväveupptaget av bottenvegetation respektive växtplankton i ett område är kopplat till produktionen (uttryckt i kväve) av grupperna i området. I grunda områden med en stor biomassa och produktion av bottenvegetation tar bottenvegetationen alltid upp en större andel av kvävet än i djupare områden, där växtplankton står för en större del av produktionen.

Medeldjupet i Öregrundsgrepen är relativt litet (12,6 meter) och produktionen av bottenvegetation (makro- och mikrovegetation) uppskattats vara cirka tre gånger större än för växtplankton (Aquilonius 2010). Kväveupptaget är ungefär dubbelt så stort i bottenvegetationen som i växtplankton. I grundare områden är biomassan, produktionen och upptaget i bottenvegetation ännu mer dominerande. Detta indikerar att en avsevärd andel av kvävet skulle kunna tas upp av bottenvegetationen. Kväveupptaget i bottenvegetationen och växtplankton under sommaren är dock inte nödvändigtvis helt proportionellt mot det årliga upptaget. Vid kvävebrist under sommaren har små växtplankton ett snabbt kväveupptag tack vare sin stora yta i förhållande till volym, medan bottenvegetation genom sin större biomassa och lagringskapacitet kan utnyttja höga kvävekoncentrationer exempelvis vintertid (Sand-Jensen och Nielsen 2004).

I upptagsmodellen testas olika scenarier för hur stor del av kvävet som tas upp av bottenvegetation respektive växtplankton (Hjerne 2016). Bottenvegetationens andel av kväveupptaget i området utanför Biotestsjön används som referensvärde. Detta område är relativt djupt och innehåller mindre bottenvegetation än till exempel Natura 2000-området Skaten-Rångsen, där bottenvegetationen tar upp en större andel av kvävet. Mängden kväve som tas upp av bottenvegetationen jämförs slutligen med den uppskattade mängden kväve i all bottenvegetationen inom området samt i de snabbväxande grupperna av bottenvegetation, det vill säga fintrådiga alger och bentiska mikroalger (Aquilonius 2010, Hjerne 2016).

5.4.2 Bottenvegetationens kväveupptag

Kvävet som förväntas släppas ut under sommaren i maxscenariot (8,6 ton) motsvarar cirka 5 procent av kväveinnehållet bottenvegetationen och 12 procent av kvävet i de snabbväxande grupperna av bottenvegetation under sommaren i hela Öregrundsgrepen. Enligt partikelspårningen passerar 34 procent respektive 25 procent av kvävet från utsläppen i maxscenariot Natura 2000-områdena Skaten-Rångsen respektive Kallriga om det inte fastnar på vägen dit (scenario **A** i figur 5-3). I verkligheten kommer dock kvävet att tas upp av både växtplankton och bottenvegetation innan det når Natura 2000-områdena. Av det kväve som passerar Natura 2000-områdena, kommer inte allt hinna tas upp.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

För Natura 2000-området Skaten-Rångsen maximeras upptaget om bottenvegetationen utanför Biotestsjön tar upp cirka 30 procent av kvävet (scenario $\mathbf{SK_{max}}$), medan ett 60-procentigt upptag ($\mathbf{K_{max}}$) av bottenvegetationen ger störst kvävetupptag i Natura 2000-området Kallriga.

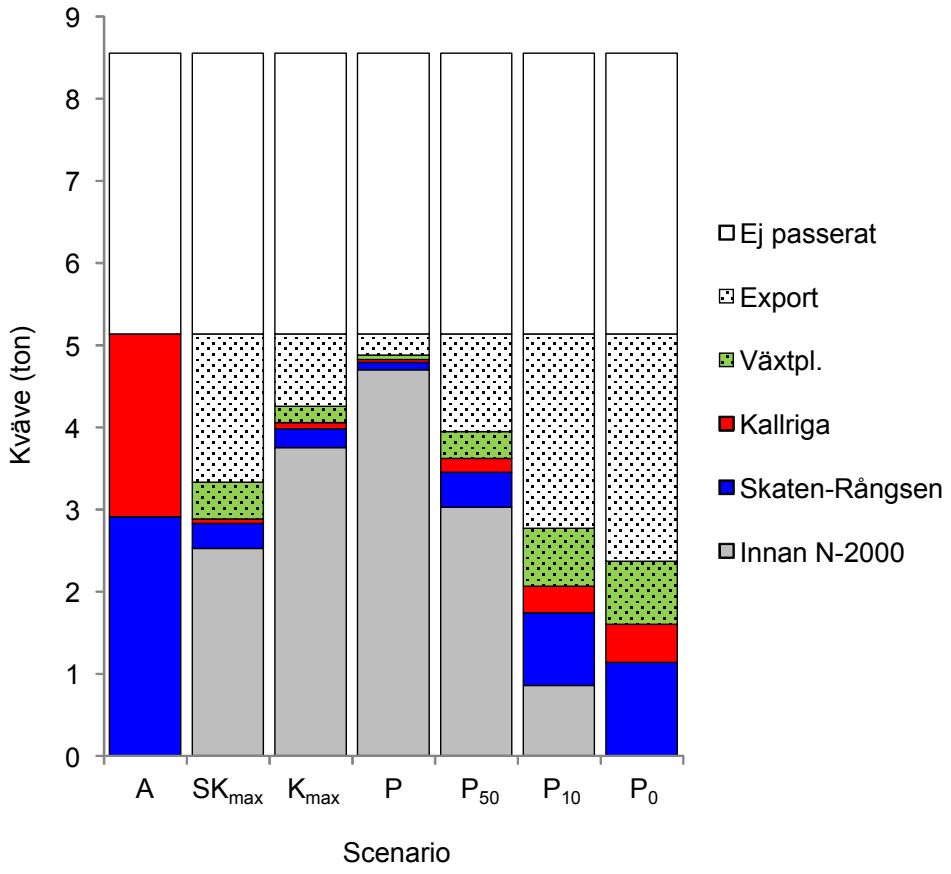
I dessa scenarier fastnar cirka 300 kilogram kväve i Skaten-Rångsen och cirka 70 kilogram i Kallriga, vilket utgör 3,5 procent respektive 0,8 procent av de totala sommarutsläppen. De fastlagda kvävemängderna i Natura 2000-områdena motsvarar omkring 1 procent av kväveinnehållet i bottenvegetationen i Natura 2000-områdena eller 2–3,5 procent av kvävet i de snabbväxande grupperna, se tabell 5-3. Den största delen av kvävet som når Natura 2000-områdena passerar genom de yttre lite djupare delarna. Mindre än 0,25 procent av de totala sommarutsläppen når och binds upp av bottenvegetationen i de inre grunda och mer skyddade vikarna av området, vilket motsvarar mindre än 20 kilogram kväve per område.

Om det dagliga kväveupptaget antas vara proportionellt (scenario **P**) mot det årliga uppskattade kvävebehovet (bottenvegetationen tar upp 87 procent och växtplankton 13 procent av kvävet i området utanför Biotestsjön), skulle ännu mer kväve fastna i bottenvegetationen innan det når fram till Natura 2000-områdena, figur 5-3. Kväveupptaget av bottenvegetationen närmast utsläppspunkterna skulle dock kunna vara lägre (1) om kväveupptaget begränsas på grund av fosforbrist vid stora kvävehaltökningar, (2) om biomassan av producenter inte är tillräckligt stor för att kunna ta upp allt kväve, (3) eller om bottenvegetationen nära utsläppet till och med minskar på grund av minskat siktdjup. Dessutom skulle bottenvegetationens upptag av kväve utanför Biotestsjön kunna begränsas, (4) om det uppvärmda vattnet inte blandas ner mot botten utan flyter ovanpå ett kallare bottenlager och inte blir fysiskt åtkomligt för bottenvegetationen (förrän det kommit fram till Natura 2000-området).

För att undersöka effekten av dessa mekanismer testades ytterligare scenarier där bottenvegetationens upptag av kväve, innan det når ett Natura 2000-område, reduceras samtidigt som upptaget inom Natura 2000-områdena behålls. Utifrån grundscenariot att kväveupptaget i bottenvegetationen och växtplankton är proportionellt mot det årliga uppskattade kvävebehovet (**P**), testades tre scenarier där kväveupptaget minskas till hälften ($\mathbf{P_{50}}$), till en tiondel ($\mathbf{P_{10}}$) eller helt och hållet ($\mathbf{P_0}$) i Dyviksfjärden, Asphällsfjärden och utanför Biotestsjön innan kvävet når Natura 2000-områdena Skaten-Rångsen eller Kallriga, figur 5-3.

Resultaten visar att kväveupptaget i bottenvegetationen i Natura 2000-områdena Skaten-Rångsen och Kallriga ökar till cirka 400 respektive 160 kilogram (figur 5-3) om kväveupptaget utanför Biotestsjön minskar till hälften, vilket motsvarar 3 procent respektive 8 procent av kvävet i den snabbväxande bottenvegetationen, se tabell 5-3. Om upptaget utanför Biotestsjön minskar med hela 90 procent, blir upptaget i Natura 2000-områdena inte större än cirka ett ton. Detta motsvarar 3–6 procent av kväveinnehållet i bottenvegetationen i Natura 2000-områdena och 5–15 procent av kvävet i de snabbväxande arterna. Även helt utan upptag utanför Biotestsjön fastnar betydligt mindre kväve i Natura 2000-områdena än i scenario **A**. Orsaken är att bottenvegetationen inte hinner ta till sig kvävet som finns bundet i växtplankton under den korta tid som det befinner sig inom områdena.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen



Figur 5-3. *Staplarna visar vart kvävet tar vägen under olika scenarier för kväveupptaget utanför Biotestsjön. I scenario A tas inget kväve upp innan det når Natura 2000-områdena och sedan tas allt kväve som passerar Skaten-Rångsen och Kallriga upp av bottenvegetationen. SK_{max} och K_{max} är de scenarier där bottenvegetationen tar upp 30 % respektive 60 % av kvävet utanför Biotestsjön och ger ett maximalt upptag i Skaten-Rångsen respektive Kallriga. I det fjärde scenariot är upptaget av kväve i områdena proportionellt (P) mot det uppskattade årliga kväveupptaget i bottenvegetation (87 %) respektive växtplankton (13 %). De sista tre scenarierna utgår från P-scenariot med skillnaden att andelen som tas upp av bottenvegetationens i områdena innan Natura 2000-områdena är reducerat. Utanför Biotestsjön är bottenvegetationens upptag reducerat till hälften (P_{50}), till en tiondel (P_{10}) eller helt och hållet P_0.*

Tabell 5-3. Hur stor del kvävet som tas upp av bottenvegetationen utgör inom olika områden jämfört med kväveinnehållet i den totala bottenvegetationen (%) respektive de snabbväxande grupperna av bottenvegetation (%) i olika scenarier (se figur 5-3).

		Scenario						
Område	**Bottenvegetation**	**A**	**SK_{max}**	**K_{max}**	**P**	**P_{50}**	**P_{90}**	**P_{100}**
Skaten-Rångsen	All	9	0,9	0,7	0,4	1,3	2,7	3,3
	Snabbväxande	18	1,8	1,4	0,7	2,7	5,6	6,8
Kallriga	All	45	1,1	1,4	0,9	3,3	6,1	7,2
	Snabbväxande	109	2,7	3,5	2,3	8,0	15	18
Innan	All	0	7,5	11	14	8,8	2,4	0
	Snabbväxande	0	16	25	30	19	5,4	0

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Resultaten talar för att en relativt liten del av kvävet från utsläppen kommer att påverka Natura 2000-områdena Skaten-Rångsen och Kallriga, i synnerhet de grunda och skyddade inre delarna. Det mesta av kvävet kommer antingen att fastna i bottenvegetationen innan det når områdena eller inte hinna tas upp i områdena innan det transporteras vidare. Även om kväveupptaget av bottenvegetation mellan utsläppspunkterna och Natura 2000-områdena antas vara halverad i förhållande till upptaget inom Natura 2000-områdena (scenario $\mathbf{P_{50}}$), kommer en relativt stor del av utsläppen att kunna tas upp i bottenvegetationen utanför utsläppspunkterna (figur 5-3 och tabell 5-3). Detta kväve uppskattas utgöra knappt 20 procent av kväveinnehållet i den snabbväxande bottenvegetationen, vilket är betydligt mer än uppskattningarna för Natura 2000-områdena.

Eftersom en relativt stor del av kvävet i flera scenarier förväntas tas upp av bottenvegetationen innebär det att mindre mängd kväve kommer att tas upp av växtplankton än i grundanalyserna av effekterna på vattenkvalitén i Öregrundsgrepen (avsnitt 5.2). Även om upptaget av bottenvegetation utanför Biotestsjön vore 50 procent eller endast 10 procent (scenario $\mathbf{P_{50}}$ och $\mathbf{P_{10}}$) av det förväntade utifrån det årliga kvävebehovet, skulle de redan låga effekterna ute i Öregrundsgrepen reduceras ytterligare. De största effekterna förutses följaktligen bli nära utsläppspunkterna och effekterna i Natura 2000-områdena samt på vattenkvaliteten och djupbottnarna ute i Öregrundsgrepen förväntas bli mycket begränsade.

5.4.3 Osäkerhet vid bedömning av effekter på grunda bottnar

Modellen för kväveupptag bygger på några enkla antaganden varav andelen kväve som tas upp av bottenvegetationen respektive växtplankton bedöms särskilt viktig. Detta hanteras genom att testa olika scenarier som visar att effekterna på Natura 2000-områdena blir små och är relativt okänsliga för olika antaganden av kväveupptag i bottenvegetation respektive av växtplankton. Effekterna på bottenvegetationen närmare utsläppspunkterna och på vattenkvaliten i Öregrundsgrepen är däremot mer känsliga för detta.

Det modellerade kväveupptaget i bottenvegetationen relaterades till uppskattningar av kväveinnehållet i bottenvegetationen för att bedöma upptagets betydelse. Kväveinnehållet i bottenvegetationen bygger i sin tur på antaganden om kväveinnehåll och biomassor som modellerats utifrån lokala miljöförhållanden (djup, vågexponering, etc.), vilket självklart påverkar tillförlitligheten i bedömningen av kväveupptagets betydelse.

Uppskattningarna av kväveupptaget i bottenvegetationen baseras på det indirekta antagandet att linjära responser styr sambanden till kväveutsläppen. I verkligheten kan så kallade positiva feedbackmekanismer ge ickelinjära samband som är mycket svåra att förutse. Exempelvis skulle sammansättningen av bottenvegetationssamhället till en början kunna förbli relativt opåverkad av en ökad kvävebelastning för att – när en tröskelnivå överskrids, relativt snabbt övergå till att domineras av nya grupper (Scheffer et al. 1993, 2001). Detta hanteras delvis genom att simulera att kväveupptaget är betydligt lägre än förväntat innan det når Natura 2000-områdena.

Förekomsten av bottenvegetation, bland annat kransalger som generellt anses vara kvävekänsliga, är riklig i Kallrigafjärden (Borgiel 2005, Länsstyrelsen Uppsala län 2009). Kallrigafjärden har en naturligt hög belastning av kväve från Forsmarksån och Olandsån och klorofyllhalten i till exempel Långörsviken (4,1 µg/l, se Kallriga norra i tabell 3-2) under sommaren, är mer än dubbelt så hög som i Asphällsfjärden (2 µg/l, tabell 3-1). Den genomsnittliga tillförseln av totalkväve under sommaren (juni–september, 1999–2013) från de två åarna var cirka 40 ton varav 15 ton utgjordes av lättillgängligt löst oorganiskt kväve (Hjerne 2016). Det är mer än dubbelt så mycket än vad som förväntas sammantaget från SKB:s planerade verksamheter under sommaren med störst utsläpp (maxscenariot). Detta visar att en riklig bottenvegetation, inklusive känsliga arter som kransalger, kan förekomma i

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

områden exponerade för en kontinuerlig kvävebelastning som är högre än den som tillfälligt förväntas från SKB:s verksamheter. Även om skillnader i morfologi och hydrologi gör det svårt att göra en direkt jämförelse mellan olika områden enbart utifrån kvävebelastning, indikerar dessa resultat ändå att de små tillskott av kväve som förväntas, inte bör påverka bottenvegetationen i Natura 2000-områdena i någon större utsträckning.

5.5 Övriga övergödningseffekter

I avsnitten ovan uppskattas de förväntade *direkta* övergödningseffekterna av kväveutsläppen, samt vissa indirekta effekter i form av minskad täckningsgrad och minskat artantal på djupare bottnar. I detta avsnitt diskuteras riktningen, snarare än storleken på övriga övergödningseffekter som kan förväntas.

En grundprincip är att om de direkta övergödningseffekterna bedöms bli begränsade, förväntas även de indirekta effekterna bli små.

5.5.1 Cyanobakterier

Blomningar av kvävefixerande cyanobakterier (*Aphanizomenon sp)* och den toxiska katthårsalgen (*Nodularia spumingena*) nämns ofta som ett allvarligt övergödningsproblem i egentliga Östersjön. Dessa arter är ovanligare i Bottenhavet, men har ökat de senaste decennierna (Jaanus et al. 2011). Låga N/P-kvoter som i Forsmarksområdet gynnar kvävefixerande cyanobakterier. Cyanobakterieblomningar har observerats i Öregrundsgrepen (Kautsky U 2016, personlig kommunikation), men det förekommer ingen regelbunden provtagning för att kvantifiera förekomsten. Om kvävehalterna ökar förlorar cyanobakterierna sin konkurrensfördel gentemot andra växtplankton.

En möjlig konsekvens av ökade kväveutsläpp skulle därför kunna bli att produktionen och förekomsten av kvävefixerande cyanobakterier minskar, vilket kan ses som positivt. Det saknas dock tillräckligt med data för att kunna kvantifiera denna process i Öregrundsgrepen.

5.5.2 Syrebrist och effekter på bottenfauna

En ökad produktion av växter innebär en större produktion och sedimentation av organiskt material som utgör föda för bottenlevande organismer, men kan även leda till syrebrist. Som en följd av övergödning har stora arealer i egentliga Östersjön i dagsläget syrefria förhållanden och saknar bottenfauna annat än form av bakterier. I Bottenhavet är syresituationen betydligt bättre, vilket bland annat beror på att den betydligt svagare vertikala salthaltskiktningen gör en kraftigare omblandning möjlig. Öregrundsgrepen är relativt exponerad, med en stor omblandning och vattnets uppehållstid vid botten har uppskattats till 26 dagar (Engqvist och Andrejev 1999). Detta avspeglar sig även i en stor förekomst av så kallade transportbottnar bestående av sand och grus, och en liten andel ackumulationsbottnar med organiska sediment.

Bottenfaunan i Öregrundsgrepen provtas årligen som en del i bedömningen av områdets ekologiska status. Måttet som används kallas Benthic Quality Index (BQI, Leonardsson et al. 2009) och är utformat för att upptäcka förändringar i bottenfaunans artsammansättning kopplat till syrebrist. I Öregrundsgrepen, liksom i stora delar av Östersjön och Bottniska viken, har den syrebristkänsliga vitmärlan (*Monoproeia affinis*) av oklar anledning minskat kraftigt de senaste decennierna. Samtidigt har den främmande havsborstmasken *Marenzelleria spp*, som är tålig mot syrebrist, etablerat sig vilket gör att statusen för mjukbottenfaunasamhället som regel har försämrats. Det är dock oklart i vilken utsträckning detta beror på övergödningen. Med ökad syrebrist skulle risken för ytterligare försämring av statusen för mjukbottenfaunan öka.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Risken att bottenfaunan utanför Forsmark skulle påverkas negativt av syrebrist till följd av ökad produktion på grund av SKB:s kväveutsläpp bedöms som mycket liten, beroende på att ökningen av produktionen och biomassan i Öregrundsgrepen är relativt begränsad. Av växtplanktonproduktionen är det dessutom främst vårblomningen som transporteras ner till bottnarna, medan kväveutsläppen endast påverkar sommarblomningen som sedimenterar i en mycket lägre utsträckning. Slutligen gör den stora vattenomsättningen att syresituationen till stor del beror på syreförhållandena i södra Bottenhavet snarare än de lokala förhållandena.

5.6 Ekologiska effekter av uppförande och drift av Kärnbränsleförvaret

5.6.1 Uppförandeskedet

För att undvika en underskattning av de ekologiska effekterna, baseras analysen i avsnitten ovan på de två scenarier där de kumulativa effekterna, av uppförandet av Kärnbränsleförvaret och utbyggnaden av SFR, är som störst (*maxscenariot* och *utfyllnadsscenariot*). Om byggstarterna skulle förskjutas i förhållande till varandra jämfört med i dessa scenarier, skulle de kumulativa ekologiska effekterna bli mindre under åren med mest påverkan, men samtidigt skulle den pågå under flera år.

De hydrologiska modelleringarna av haltökningarna visar att kväve, med ett undantag, kommer att spridas på ett likartat sätt via Biotestsjöns utlopp, oavsett om det kommer från uppförandet av Kärnbränsleförvaret eller utbyggnaden av SFR. Därmed kommer de ekologiska effekterna att vara proportionella mot utsläppens storlek.

Kväveutsläppen från uppförandet av Kärnbränsleförvaret som utifrån försiktiga antaganden (som medför en överskattning) beräknas nå den marina miljön är knappt 25 ton totalt. Utsläppsmängderna varierar mellan åren (max drygt 8 ton/år) och pågår under cirka sju år. Berguttaget för utbyggnaden av SFR pågår under tre år och de sammanlagda kväveutsläppen är knappt 30 ton.

Utsläppen från uppförandet av Kärnbränsleförvaret kommer alltså att pågå under fler år, men dess bidrag till de ackumulerade ekologiska effekterna under åren med de största ackumulerade utsläppen kommer att vara mindre än bidraget från SFR. I maxscenariot beräknas totalt 20,6 ton kväve släppas ut (under året med högst utsläpp) varav drygt 8 ton (cirka 40 %) kommer från uppförandet av Kärnbränsleförvaret.

5.6.2 Driftskedet

Under driftskedet för Kärnbränsleförvaret uppskattas de årliga kväveutsläppen att bli knappt 2 ton, vilket inte utgör mer än cirka 10 procent av de maximala utsläppen från båda förvaren tillsammans under uppförandeskedet (20,6 ton/år). Haltförhöjningen och därmed de ekologiska effekterna ute i Öregrundsgrepen, liksom i Natura 2000-områdena, kommer därmed att bli betydligt mindre under driftskedet än under uppförandeskedet. Detta gäller både vid ett normalt kylvattenflöde och om kärnkraftverket skulle stängas under driftskedet och kylvattenflödet därmed upphör, se figur 4-3 och 4-4. Ett stoppat kylvattenintag kommer att begränsa transporten bort från Kärnbränsleförvarets utsläppspunkter inne i Asphällsfjärden. Spridningen och utspädningen av utsläppen kommer att minska och kvävehalterna allra närmast utsläppspunkterna kommer att öka. Resultaten från den hydrodynamiska strömningsmodellen visar att koncentrationen av kväve inne i Asphällsfjärden kommer att öka med i genomsnitt cirka 40 µg/l under sommaren, vilket är en betydligt kraftigare ökning runt utsläppspunkterna än under uppförandeskedet.

Om allt detta kväve tas upp av växtplankton skulle denna haltförhöjning motsvara en fördubbling av det partikulära organiska kvävet (PON). Analogt med resonemanget i avsnitt

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

5.2.2 skulle det innebära en ökning av klorofyllkoncentrationen från 2 µg/l till 4–9 µg/l och resultera i en siktdjupsminskning med 10–50 procent. Det finns flera orsaker till att detta sannolikt är en grov överskattning av klorofyllökningen.

Om produktionen ökar på grund av ökad kvävetillgång kommer istället fosfor att bli begränsande. Ett upptag av all oorganisk fosfor i Asphällsfjärden, skulle motsvara en kväveförbrukning på cirka 12 µg/l (se resonemanget i avsnitt 3.2) och en ökning av klorofyllkoncentrationen till 2,5–4 µg/l. Dessutom står bottenvegetationen i Asphällsfjärden för cirka 95 procent av den årliga produktionen medan växtplankton endast står för 5 procent. Därför bör bottenvegetationen ta upp betydligt mer kväve än växtplankton, vilket kommer att begränsa klorofyllökningen ytterligare.

En kväveökning med 40 µg/l motsvarar en ökning av totalkvävekoncentrationen från nuvarande 268 µg /l i Asphällsfjärden till drygt 300 µg/l och att det partikulära organiska kvävet (PON) ökar till drygt 80 µg/l. Detta är något högre än sommarkoncentrationen av totalkväve och PON i den närliggande Tixelfjärden, men fortfarande betydligt lägre än de 500 µg/l totalkväve och 105 µg/l PON som uppmätts i Långörsviken (Kallriga norra, se figur 3-5 och tabell 3-1). Klorofyllkoncentrationerna i Tixelfjärden och Långörsviken ligger på 2,6 respektive 4,1 µg/l. Även dessa jämförelser med Tixelfjärden och Långörsviken indikerar därför att klorofyllkoncentrationen i Asphällsfjärden blir betydligt lägre än 4 µg/l.

Eftersom det i både Tixelfjärden och Långörsviken förekommer en rik bottenvegetation bestående av bland annat kärlväxter och kransalger (Borgiel 2005, Länsstyrelsen Uppsala län 2009), bedöms risken för en omfattande utslagning av bottenvegetationen i Asphällsfjärden till följd av klorofyllökning som liten. Kväveutsläppen under den kvävebegränsade sommarperioden uppskattas till cirka 0,8 ton, vilket motsvarar omkring 40 procent av det uppskattade kväveinnehållet i all bottenvegetation i Asphällsfjärden, och överstiger kväveinnehållet i den snabbväxande bottenvegetationen. Dessa jämförelser ger en indikation på hur mycket bottenvegetationen i fjärden skulle öka om allt kväve togs upp av bottenvegetationen istället för av växtplankton. Även om ingen utslagning av bottenvegetationen förväntas, skulle alltså enskilda arter kunna öka medan andra skulle kunna påverkas negativt med förändrad artsammansättning som följd. Däremot bedöms inga hotade eller särskilt skyddsvärda arter minska eller försvinna eftersom inga sådana arter har observerats inne i Asphällsfjärden i de inventeringsstudier som utförts (Borgiel 2005, Qvarfordt et al. 2012).

Med en stor andel konstgjorda stränder och nuvarande kylvattenflöde är Asphällsfjärden redan en miljö som i allra högsta grad är påverkad av mänsklig verksamhet. De relativt höga naturvärdena som trots detta finns i delar av Asphällsfjärden, och främst utgörs av storvuxen vegetation i form av kärlväxtsamhällen (Borgiel 2005, Qvarfordt et al. 2012), anses till och med delvis bero på den kraftiga vattengenomströmningen. Ett stoppat kylvattenflöde skulle därför troligtvis leda till ekologiska förändringar. Ett rimligt antagande är att Asphällsfjärden skulle bli mer lik de grundare och mer övergödda fjärdarna i närområden som saknar en stor vattengenomströmning, som exempelvis Tixelfjärden. Att Tixelfjärden och andra ännu näringsrikare vikar i närområdet har liknande naturvärden, tyder på att dagens naturvärden inte nödvändigtvis kommer att försvinna om kylvattenflödet stoppas. Att bedöma de kombinerade effekterna av kväveutsläppen under driftskedet i kombination med ett minskat kylvattenflöde är mer komplext, men en viss kumulativ övergödningseffekt kan förväntas.

Sammanfattningsvis kan konstateras att de ekologiska effekterna blir mindre under driftskedet än under uppförandeskedet för Natura 2000-områdena samt Öregrundsgrepen som helhet. Däremot förväntas ökad produktion av växtplankton och snabbväxande bottenvegetation, samt eventuella förändringar i artsammansättningen lokalt i Asphällsfjärden under driftskedet. Risken för lokala ekologiska effekter i Asphällsfjärden är större under

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

driftskedet än under uppförandeskedet, men även om klorofyllkoncentrationen skulle bli upp till eller till och med något högre än 4 µg/l bedöms risken för en utslagning av bottenvegetationen som liten. Denna slutsats stöds även av observationer från Stockholms skärgård och svenska Östersjökusten att täckningsgraden av bottenvegetation var god i grunda vikar med en klorofyllkoncentration på upp till 7 µg/l (Dahlgren och Kautsky 2004). Täckningsgraden var däremot låg i vikar med en klorofyllkoncentration på mer än 16 µg/l, det vill säga betydligt högre klorofyllhalter än vad som observerats eller förväntas i Forsmarksområdet.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

6 Övriga effekter på vattenmiljöer från uppförandet av Kärnbränsleförvaret

I detta kapitel beskrivs annan påverkan på havsmiljön utanför Forsmark från uppförandet och driften av Kärnbränsleförvaret, utöver övergödningseffekter av kväveutsläppen. Först beskrivs möjliga effekter av utfyllnaden av vattenområden vid Söderviken, som skulle kunna ge upphov till grumling (6.1). Vidare tas toxiska effekter av utsläppen av kväve upp (6.2). Påverkan på vattenmiljöer av andra ämnen än kväve, som kan finnas i länshållningsvattnet, spillvattnet, dagvattnet och lakvattnet (till exempel uran och zinkmetaller och organiska ämnen) beskrivs i avsnitt 6.3. Vad gäller uran (avsnitt 6.3.1) har bedömningen gjorts för sammanlagda utsläpp från uppförandet av Kärnbränsleförvaret och utbyggnaden av SFR. Slutligen berörs effekter av olyckor, som kan leda till utsläpp av miljöstörande ämnen till havsmiljön (6.4).

Eftersom effekterna av utsläpp av övriga ämnen via länshållningsvatten, dagvatten och lakvatten – från både uppförandet av Kärnbränsleförvaret och utbyggnaden av SFR (SKB 2011) inte bedöms innebära några negativa konsekvenser för vattenmiljöerna, förväntas inte heller några kumulativa effekter uppkomma.

6.1 Grumling och habitatförlust i samband med utfyllnad av vattenområde

Under det inledande uppförandeskedet av Kärnbränsleförvaret kommer utfyllnader att ske i ett 0,03 kvadratkilometer stort vattenområde i den grunda Söderviken längst in i Asphällsfjärden, figur 6-1. Söderviken består av block, sand och mjukbottnar (Borgiel 2005, Wallin et al. 2014) och ligger i nära anslutning till inloppet för den konstruerade kanalen som leder in kylvattnet till kärnkraftverket.

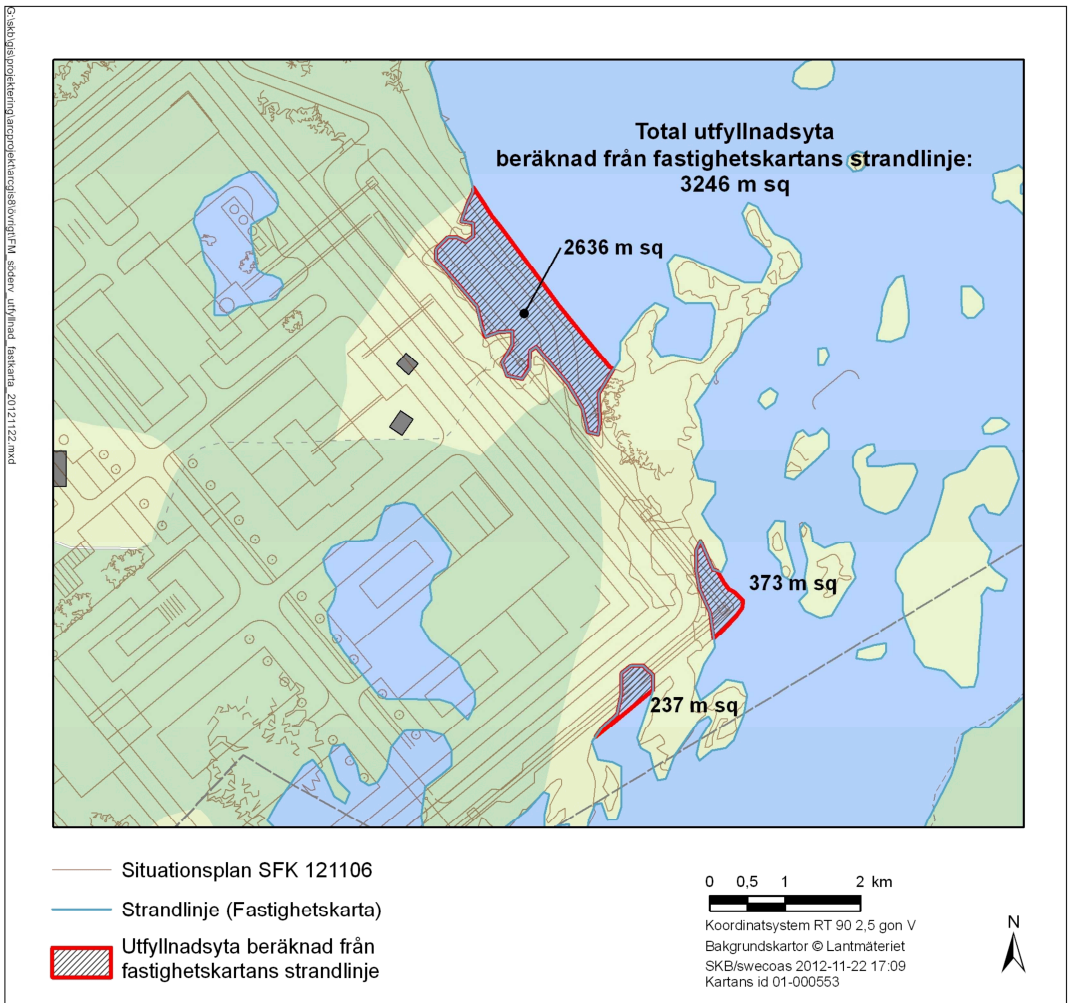
6.1.1 Grumling och habitatförlust

Vid en utfyllnad av vattenområdet finns risk för grumling. Utsläpp av grumlande partiklar påverkar ljusförhållandena, men utgör främst ett problem då partiklarna sedimenterar och överlagrar växt- och djursamhällen.

Eftersom vattenområdets botten delvis utgörs av mjukbotten (Wallin et al. 2014) skulle en viss uppgrumling kunna ske. Dessutom kan de bergmassor som ska utgöra den skyddsvall som anläggs på platsen för den planerade upplagsytan, innehålla finpartikulärt material. För att förhindra grumling utanför det vattenområde som ska fyllas ut, kommer flytlänsar och geotextiler som ansluter till botten (så kallade siltgardiner) eller motsvarande, att användas (SKB 2016). Efter att de installerats, anläggs fångdammen mot vattnet så att vattenområdet skärs av. Därefter fylls området innanför mot land så att ytan skapas.

Grumlingen bedöms därför främst ge konsekvenser för växt- och djurlivet innanför dessa siltgardiner. Då siltgardinerna avlägsnas finns en viss risk att sedimenterat finmaterial återsuspenderas. Men eftersom den yttre delen av fångdammen byggs med grövre sten med tanke på erosion, blir det bara den begränsade mängd material som sedimenterat på botten mellan siltgardin och damm som kan återsuspenderas.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen



Figur 6-1. *Ungefärligt läge och utbredning för planerad utfyllnad i Söderviken.*

Grumling kommer även att förhindras genom att upplagsytan för bergupplaget förses med tätskikt i botten samt att uppsamlande diken och dräneringsledningar anläggs för bortledning av lakvatten från bergupplaget. Från dikena leds lakvattnet till en utjämningsdamm med tät botten och därefter till en sedimentationsdamm med oljeavskiljning. Från sedimentationsdammen pumpas det behandlade vattnet vidare till reningsverket via befintliga spillvattenledningar.

Inventeringar i Söderviken har påvisat begränsade ekologiska värden och att området endast är glest bevuxet med lågt artantal (Wallin et al. 2014). Inga hotade eller rödlistade arter noterades och det konstateras att det finns rikligt med både liknande och betydligt frodigare och artrikare bottensamhällen i närområdet. Därför bedöms habitatförlusten som utfyllnaden av Söderviken innebär inte medföra någon skada på naturvärdena i Forsmarsområdet. Den glesa och artfattiga bottenvegetationen innebär sannolikt även att området inte utgör någon viktig lokal för fiskreproduktionen i området och påverkan på fisket bedöms därför bli marginell.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

6.2 Toxiska effekter av ammonium/ammoniak

Även om kväve, i form av nitrat eller ammonium, är nödvändiga närsalter, kan hög koncentration av framför allt ammoniumkväve, vara toxiskt för vattenlevande organismer som till exempel fisk.

6.2.1 Ammonium-ammoniakbalansen

Vattenlöst ammonium (NH_4^+) står i jämvikt med ammoniak (NH_3) som tas upp snabbt av akvatiska organismer och det är egentligen ammoniaken som är den riktigt toxiska formen (Hjerne 2016).

$$NH_4^+ \leftrightarrow NH_{3(aq)} + H^+$$

Jämvikten mellan ammonium och ammoniak och därmed toxiciteten beror framför allt på vattnets pH, men även på temperaturen och i viss mån salthalten. Ett högt pH, hög temperatur och låg salthalt ökar andelen ammoniak och därmed toxiciteten. Effekten av salthalt är begränsad och i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (Havs- och vattenmyndigheten 2013) föreslås ett förenklat sätt, utan salthalt, för att beräkna halten ammoniakkväve utifrån halten ammonium, temperatur och pH.

6.2.2 Ammoniaktoxicitet och referensvärden

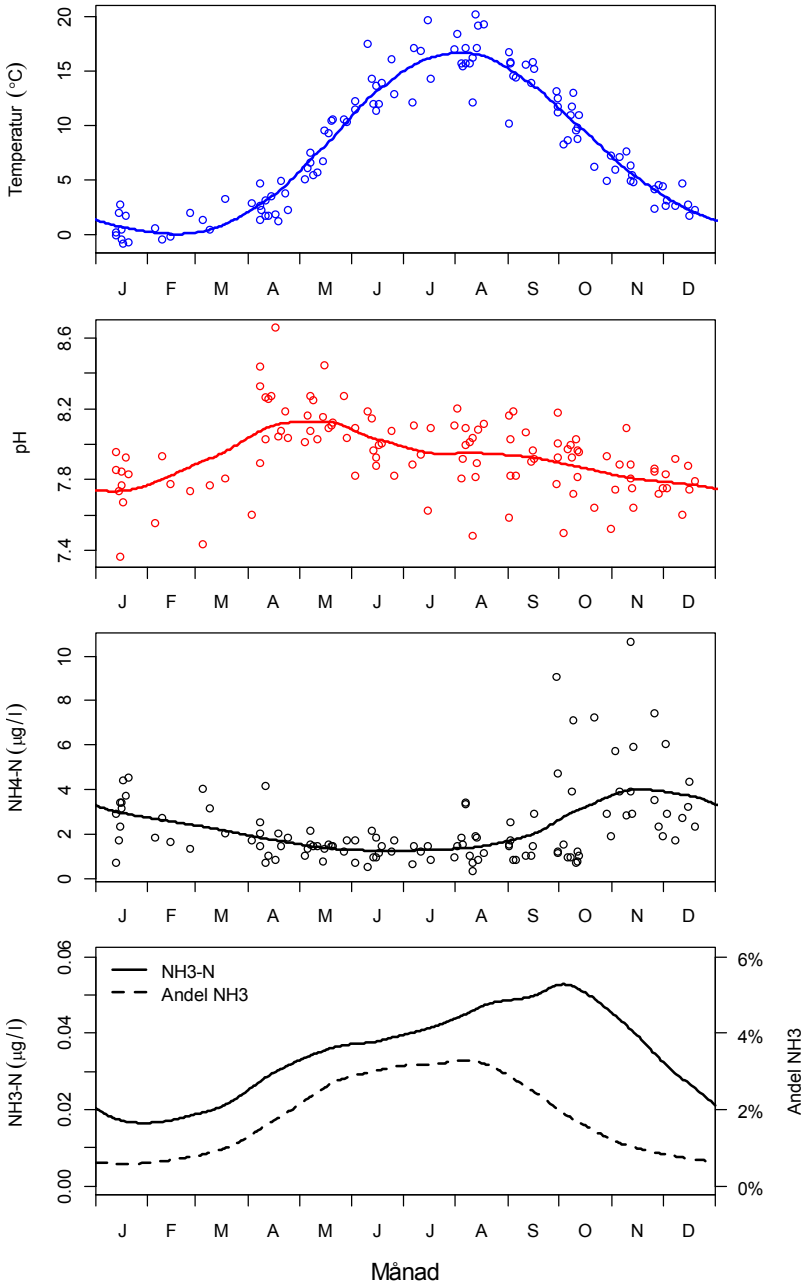
Fisk, i synnerhet laxfiskar, verkar vara bland de mest känsliga organismerna, medan karpfiskar är relativt tåliga. Unga individer är ofta känsligare än vuxna. Ammoniak tas upp i fisk, framförallt via gälarna och kan ge både akuta effekter som stress, kramp och död, och kroniska eller subletala effekter på tillväxt och reproduktion. Den troliga orsaken är att de förhöjda ammoniumkoncentrationer som då uppkommer i organismen, påverkar den interna kalium- och kalcium-jonbalansen, vilket leder till celldöd i nervsystemet.

Den lägsta koncentrationen av ammoniak med påvisad akut toxisk effekt (LC50) för marina arter (*Strongylocentrotus purpuratus)* en sjöborre som finns i Stilla havet) är 57 µg/l. Den lägsta koncentrationen med påvisad effekt vid kronisk exponering i marin miljö är på tillväxten av sjötunga (*Solea solea*) vid 66 µg/l. Genom att dividera ovanstående koncentrationer med 10 (eller 100 vid större osäkerhet) har Havs- och vattenmyndigheten (2013) angett en maximal tillåten koncentration av ammoniak på 5,7 µg/l (akut toxisk effekt) och en maximal årsmedelkoncentration på 0,66 µg/l (kronisk exponering) för god ytvattenstatus för kustvatten.

6.2.3 Koncentrationer av ammonium och ammoniak

Ammonium bildas vid nedbrytning av organiskt material och förekommer naturligt i den marina miljön. Nedbrytningen och ammoniumproduktionen är störst vid höga temperaturer och stor tillgång på organiskt material, det vill säga under sommaren. Ammonium utgör samtidigt den viktigaste kvävekällan under sommaren och eftersom producenternas upptag är väldigt effektivt under den perioden, förblir koncentrationerna av ammonium låga i ytvattnet. De högsta ammoniumkoncentrationerna uppmäts därför oftast under hösten när produktionen minskar, samtidigt som nedbrytningen är stor i det relativt varma vattnet. Särskilt hög kan koncentrationen bli på större djup om syrekoncentrationen är låg, eftersom det begränsar omvandlingen av ammonium till nitrat (nitrifikation). I Asphällsfjärden är den genomsnittliga ammoniumkoncentrationen högst på senhösten (november), medan ammoniak-koncentrationen som påverkas av vattnets pH, temperatur och salthalt är högst lite tidigare på hösten (september–oktober), figur 6-2. Andelen ammoniak är högst under sommaren på grund av den höga vattentemperaturen och det relativt höga pH-värdet.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen



Figur 6-2. *Säsongsdynamiken i Asphällsfjärden för koncentrationerna av ammoniumkväve (NH_4N) och ammoniakkväve (NH_3N) i Asphällsfjärden (2002–2014), samt de faktorer (temperatur och pH) som påverkar hur stor andel av ammoniumkvävet som förekommer som ammoniak.*

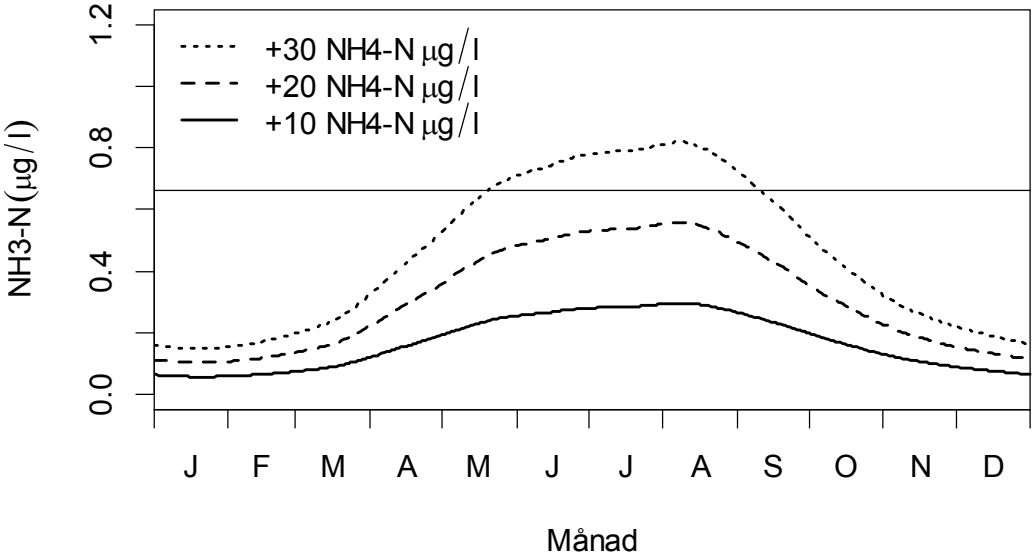
6.2.4 Förväntade ammoniakhalter jämfört med referensvärdet

Om ammoniumkvävet skulle öka med 30 µg/l på grund av utsläppen från uppförandet av Kärnbränsleförvaret, kommer det föreslagna referensvärdet för årsmedelkoncentration av ammoniak (0,66 µg/l, Havs- och vattenmyndigheten 2013) överskridas under sommaren, samtidigt som vinterhalterna skulle ligga under 0,2 µg/l, figur 6-3.

För att årsmedelkoncentrationen ska överskrida referensvärdet krävs att halten ammoniumkväve ökar med över 30 µg/l. En sådan stor ökning kommer under de värsta utsläppsscenarierna endast kunna ske i området allra närmast utsläppspunkterna, figur 6-4.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

En viss variation över tid i utsläppskoncentrationerna kan förväntas på grund av variation i verksamhetens aktivitetsgrad och att urlakning av utfyllnaderna påverkas av nederbördsmängderna. Detta kan leda till att de modellerade medelkoncentrationerna överskrids temporärt, men hur mycket har inte kunnat kvantifieras. Den högsta risken för att referensvärdet för akuta toxiska effekter (5,7 µg/l) ska överskridas verkar, på grund av det högre pH-värdet och temperaturen, inträffa under sommaren, figur 6-3. Då är samtidigt växternas upptag av ammonium mycket effektivt, vilket kommer att sänka ammoniumkoncentrationerna.

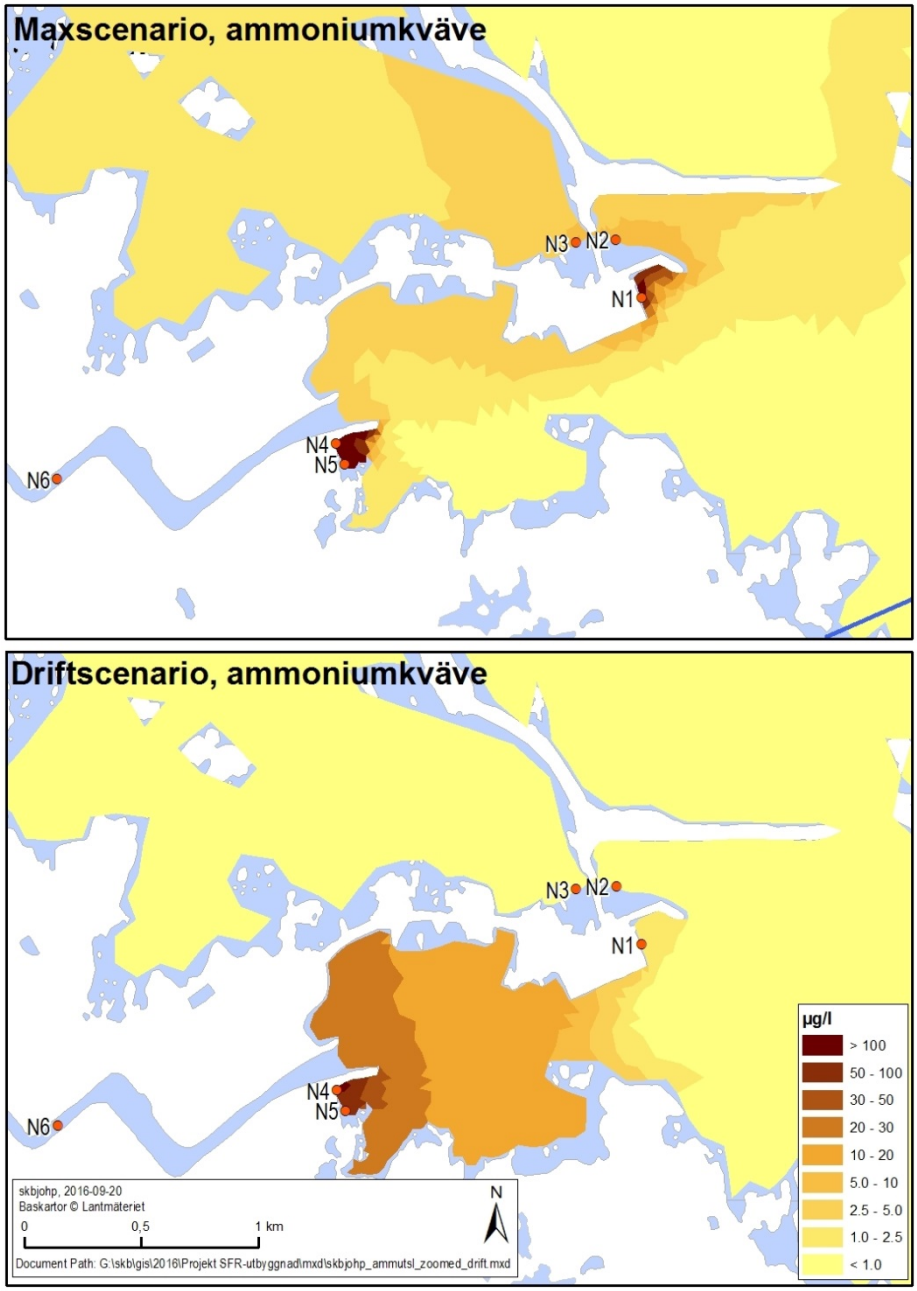


Figur 6-3. *Uppskattade koncentrationer av ammoniakkväve (NH3-N) under säsongen om ammoniumkvävet (NH4-N) skulle öka med 10, 20 respektive 30 µg/l. Den horisontella linjen markerar referensvärdet på 0,66 µg/l för årsmedelkoncentrationen av ammoniakkväve.*

6.2.5 Slutsatser om effekten av ammoniak

De genomsnittliga modellerade ammoniumkoncentrationer som skulle kunna leda till att referensvärdet för ammoniak överskrids, uppkommer enbart allra närmast utsläppspunkterna. Störst är risken under driftskedet när kylvattenflödet har stängts och referensvärdet kan i ett värsta fall komma att överskridas i ett område på några enstaka hektar. Eftersom referensvärdena är tänkta att tillämpas på de genomsnittliga förhållandena i hela vattenförekomsten, får den förväntade lokala effekten anses som försumbar. Även om variation i kvävebelastningen skulle orsaka högre ammoniakhalter under begränsade perioder är bedömningen att skadliga ammoniakhalter på sin höjd skulle uppstå mycket lokalt runt utsläppspunkterna inne i Asphällsfjärden. Det finns goda möjligheter för till exempel fisk att undvika detta genom korta förflyttningar inom området.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen



Figur 6-4. *Förhöjningar av ammoniumkväve närmast utsläppspunkterna i maxscenariot (överst) och under Kärnbränsleförvarets driftskede utan kylvattenflöde (nederst). Referensvärdet för årsmedelkoncentrationen i hela vattenförekomsten motsvarar en förhöjning av halten av totalkväve på mer än 30 µg ammoniumkväve/l, det vill säga endast allra närmast utsläppspunkterna i både maxscenariot och i inre Asphällsfjärden under driftskedet.*

6.3 Utsläpp av övriga ämnen

Dagvatten som bildas inom anlagt driftområde kommer att tas omhand genom så kallade LOD-åtgärder (lokalt omhändertagande av dagvatten) som går ut på att minska, fördröja och rena dagvattnet. Utan LOD-åtgärder har dagvattenflödet beräknats uppgå till cirka 34 000 kubikmeter per år under driftskedet, vilket i genomsnitt motsvarar cirka en liter per sekund. Dagvattnet förväntas innehålla tungmetaller (kadmium, bly, kvicksilver, nickel, krom, zink och koppar), suspenderat material, olja, polycykliska aromatiska kolväten samt näringsämnen (fosfor och kväve) (SKB 2010). Föroreningsmängder utan LOD-åtgärder har för fosfor

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

beräknats kunna uppgå till tio kilogram per år, medan innehållet av zink har beräknats till nio kilogram per år och oljeinnehållet till 84 kilogram per år. Med vidtagna LOD-åtgärder reduceras dessa mängder och utsläppsvärdena kommer att ligga nära bakgrundsvärdena för avrinningen i området. Möjligheterna till LOD är goda i och med att höjdsättning, markens genomsläpplighet och placering av grönytor kan planeras i detalj under uppförandeskedet. Genom LOD-åtgärder förväntas hög reningsgrad (> 90 procent) för suspenderat material, tungmetaller och oljeföroreningar, vilket ger lägre beräknade halter för dessa ämnen än föreslagna riktvärden för dagvattenutsläpp till recipient från riktvärdesgruppen vid Stockholms läns landsting (2009). Inget dagvattenflöde som behöver ledas bort förväntas uppstå vid tillämpning av LOD inom driftområdet. Eventuell spridning av dagvatten till ytvattenrecipient kommer därför att ske genom diffus spridning från mark. Dagvattnets påverkan på recipienten bedöms som försumbar och kommer därför inte att utredas vidare.

Spillvattnet kommer att ledas till FKA:s avloppsreningsverk för rening och utsläpp i kylvattenkanalen. Årsmängden av fosfor i spillvattnet har för uppförandeskedet uppskattats till cirka 130 kilogram och för driftskedet till cirka 60 kilogram (Ridderstolpe och Stråe 2010). Reningen av spillvattnet förväntas avlägsna mer än 95 procent av fosforinnehållet. Den kvarvarande mängden fosfor är mycket liten i förhållande till vattenomsättningen i recipienten. Tillförseln av fosfor från spillvatten bedöms därför sakna betydelse för recipienten och utreds därför inte vidare.

Länshållningsvattnet kan förutom kväve, även innehålla suspenderat material, olja, fosfor och metaller. Allt länshållningsvatten kommer att passera sedimentationsbassänger och oljeavskiljare, vilket förväntas ge låga kvarvarande föroreningshalter. Vid behov kommer länshållningsvattnet att pH-justeras. Dessutom planeras en flödesutjämningsbassäng med värmeväxling för värmeutnyttjande och möjlighet till släckvattenresurs innan länshållningsvattnet leds till recipient. Mängden länshållningsvatten beräknas uppgå till 36–62 kubikmeter per timme under uppförandeskedet respektive 62–144 kubikmeter per timme under driftskedet (Ridderstolpe och Stråe 2010). Den stora vattenomsättningen i recipienten kommer att ge en stor utspädning av eventuella föroreningar under både uppförande- och driftskedena.

Lakvatten från utfyllnader och bergupplag kan antas innehålla liknande ämnen som länshållningsvattnet, men troligen i lägre halter och mängder eftersom lakvattnet från bergupplagen kommer att passera FKA:s reningsverk. Därmed förväntas inga negativa konsekvenser på vattenmiljöerna tillföljd av denna tillförsel.

Två ämnen, uran och zink, diskuteras särskilt i avsnitt 6.3.1 respektive 6.3.2.

6.3.1 Tillförsel av naturligt förekommande uran

Havs- och vattenmyndigheten har fastslagit att uran i vattenförekomster inte får överskrida 0,17 µg/l. De naturliga bakgrundshalterna för uran är betydligt högre i Forsmark än det gällande referensvärdet (se avsnitt 3.4.1). I Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (2013) står det att ”För arsenik, uran och zink är [referens]värdena framtagna för att hänsyn ska tas till naturlig bakgrund, om den naturliga bakgrunden hindrar efterlevnad av värdena”. Detta tolkas som att ett lokalspecifikt referensvärde utgör summan av den naturliga bakgrunden och referensvärdet 0,17 µg/l och att jämförelsen görs mot detta lokal specifika referensvärde.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Bergmassorna från uttaget av berg innehåller små mängder uranhaltiga mineral. Uran frisätts från fyllnadsmassor och bergupplag främst till följd av vittringsprocesser och når vattenrecipienten i löst form via lakvatten och grundvattenutströmning. Uran kan också tillföras recipienten direkt via länshållningsvatten från undermarksanläggningarna, eftersom det förekommer naturligt i grundvattnet i berget. I de fall lakvatten leds via ett reningsverk för kväverening, är det troligt att mängderna som når vattenrecipienten Öregrundsgrepen till viss del reduceras.

De totala mängder uran som förväntas frisättas genom vittring av bergmassorna från uppförandet av Kärnbränsleförvaret och utbyggnaden av SFR har grovt skattats genom beräkningar (Tröjbom och Höglund 2016). Beräkningarna visar att mängderna som tillförs via vittring av bergmaterialet blir mycket små, pessimistiskt räknat som mest några kilogram per år. Tillförseln via länshållningsvattnet blir som mest drygt 20 kilogram uran per år, beroende på vilken uranhalt som antas vara representativ för grundvattnet i berget. Den sammanlagda mängden uran från bergupplag och länshållningsvatten motsvarar ett haltpåslag i Öregrundsgrepen som helhet på cirka 0,3 procent över naturlig bakgrund, eller som mest cirka 0,01 µg/l nära utsläppspunkten. Effekterna av dessa sammanlagda haltförhöjningar bedöms vara försumbara i relation till referensvärdet. Därmed förutsätts även haltförhöjningen enbart på grund av uppförandet av Kärnbränsleförvaret vara försumbar och därför görs inga vidare konsekvensbedömningar för uran.

6.3.2 Tillförsel av zink

Tillförseln av zink via dagvatten och länshållningsvatten från uppförandet av Kärnbränsleförvaret (5 kg/år)[3] bedöms vara helt marginell jämfört med de mängder som finns i Öregrundsgrepens vattenmassa (11 000 kg). Haltförhöjningen i Öregrundsgrepens vattenmassa förväntas i genomsnitt bli mindre än 0,01 procent.

Effekterna av dessa haltförhöjningar bedöms vara försumbara och därför görs inga vidare konsekvensbedömningar för zink.

6.4 Miljörisker

För Kärnbränsleförvaret förekommer miljörisker huvudsakligen i samband med uppförandeskedet och riskbilden skiljer sig i väsentlighet inte från de risker som förekommer vid varje stort byggprojekt (Magnusson et al. 2009). Risk har definierats som en kombination av sannolikhet och konsekvens för ett oönskat utfall och de risker som närmast berör vattenmiljöer är:

- Utsläpp till vatten från bränsletankar (mycket hög sannolikhet, relativt små konsekvenser)
- Utsläpp av kvävehaltigt lakvatten till vatten (relativt låg sannolikhet, mycket stora konsekvenser[4])
- Utsläpp av hydraulolja eller bränsle från byggmaskiner till vatten (relativt hög sannolikhet, måttliga konsekvenser)

[3] Siffran baseras på dagvattenflödet 1 l/s och medelhalten 270 µg Zn/l för industrimark från www.StormTac.com, samt länshållningsvattenflödet 1 m^3/min och medelhalten 10 µg/l i grundvattnet i berget.
[4] Lakvattnet har initialt hög halt ammonium. Förutsatt att lakvattnet renas innan utsläpp i recipient blir konsekvenserna små, se avsnitt 6.2.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Även utsläpp av släckvatten vid en eventuell brand utgör en miljörisk för vattenmiljöer. Hantering av släckvatten sker på olika sätt beroende på var branden uppstår. Vid brand i undermarksdelen omhändertas släckvatten via systemet för länshållningsvatten. Sedan sker provtagning och analys av släckvattnet. Möjlighet kommer att finnas att pumpa över släckvatten från sedimenteringsbassäng på markytan till en tankbil för vidaretransport och destruktion som farligt avfall.

Vid en brand på markytan hanteras inte släckvatten på något särskilt sätt, förutom de försiktighetsåtgärder som anses vara rimliga i förhållande till brandens omfattning. Släckvatten kommer att infiltreras i marken och sedan sker provtagning av marken för vidare hantering.

En tillkommande hamnverksamhet för att frakta bort bergmassor sjövägen via pråm eller fartyg, innebär vissa miljörisker. Även under driftskedet samt vid avvecklingen, innebär hamnverksamheten vissa miljörisker, men ökningen av fartygstransporter från Forsmarks hamn riskerar inte att påverka människa eller naturmiljö på ett betydande sätt (Strömdahl och Omran 2016).

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

7 Konsekvensbedömning

I detta kapitel presenteras en bedömning av konsekvenser för den marina miljön i Forsmarksområdet som kan uppstå till följd av kumulativa effekter från uppförandet av Kärnbränsleförvaret och utbyggnaden av SFR (maxscenariot, se avsnitt 4.6).

Konsekvensbedömningen innefattar även de separata effekterna till följd av uppförandet av Kärnbränsleförvaret samt effekterna under dess driftfas. Den omfattar inte radiologisk påverkan eller påverkan på grundvatten. Bedömningen omfattar inte heller påverkan på naturvärden i de grunda vattenområden i form av gölar och kärr som berörs av schakt- och fyllningsarbeten vid uppförandet av Kärnbränsleförvaret i Forsmark. Miljöpåverkan inom dessa vattenområden finns redovisad i den sökta verksamhetens befintliga miljökonsekvensbeskrivning (SKB 2011), i de underlagsrapporter som beskrivningen bygger på samt i kompletteringar som lämnats in till mark- och miljödomstolen sedan 2011. Däremot ingår de planerade schakt- och fyllningsarbetena som kan ge upphov till grumling och leda till miljökonsekvenser i Söderviken, vilket beskrivs avsnitt 6.1. Konsekvenserna av dessa arbeten presenteras i avsnitt 7.4.

Bedömningen omfattar konsekvenserna av påverkan från framförallt kväve som tillförs vattenområdena via länshållningsvatten, lakvatten från bergupplag och utfyllnader i vattenområdena samt spillvatten. Konsekvensbedömningen görs mot relevanta miljökvalitetsmål och miljökvalitetsnormer samt för Natura 2000-områdena Skaten-Rångsen och Kallriga.

Därutöver görs en bedömning av lokala effekter kring utsläppspunkterna samt konsekvenser som skulle kunna uppstå på grund av utsläpp främst från uppförandet av Kärnbränsleförvaret. Frågor om dispens från artskyddsförordningen för eventuell påverkan på hotade djur- och växtarter ingår inte. I genomförda inventeringar har inte några skyddade arter i havsmiljöerna som direkt berörs av de planerade verksamheterna hittats (Qvarfordt et al. 2012).

Eftersom effekterna på Öregrundsgrepens ekologiska status blir små, bedöms även effekterna på fisken och fisket bli marginella. Därmed förmodas SKB:s verksamheter inte heller medföra skada på riksintresset för yrkesfisket.

De potentiella utsläppen till vatten som identifierats i miljöriskanalysen (Magnusson et al. 2009) bedöms, om de skulle inträffa, inte ge några påtagliga effekter på varken miljökvalitetsmål, miljökvalitetsnormer eller Natura 2000-områdena.

De flesta antaganden som gjorts för indata till modelleringar är försiktiga, vilket leder till att resultaten från beräkningarna av påverkan (se kapitel 4) och effekter (se kapitel 5 och 6) blir överskattade. Det i sin tur medför att de bedömda konsekvenserna också blir överskattade. Det finns goda skäl att tro att det är möjligt att halvera de kväveutsläpp som antagits och att konsekvenserna därmed blir mindre än vad som anges här.

7.1 Miljökvalitetsmål

7.1.1 Relevanta miljökvalitetsmål

Miljökvalitetsmålen preciserar innehållet i generationsmålet i miljöbalken och fastställs av riksdagen (Miljömål 2016). De beskriver den kvalitet och det tillstånd för Sveriges miljö, natur- och kulturresurser som är ekologiskt hållbara på lång sikt. Målen är inte bindande för den enskilde verksamhetsutövaren, men ger ledning i tolkningen av generationsmålet.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Den enskilde verksamhetsutövaren måste dock bedöma om en planerad verksamhet påverkar möjligheten att uppfylla miljökvalitetsmålen. De miljökvalitetsmål som SKB har identifierat som relevanta i relation till utsläppen av kväve från planerade verksamheter i Forsmark är *Ingen övergödning* och *Hav i balans samt levande kust- och skärgård*. Bedömningen mot dessa mål görs här för uppförandet och drift av Kärnbränsleförvaret.

Ingen övergödning
Uppförandet av Kärnbränsleförvaret som innebär ett uttag av bergmassor och spridning av sprängämnesrester kommer att tillföra kväve till vattenmiljön under en period av cirka sju år. Under det efterföljande driftskedet som varar i cirka 40 år tillförs en mindre mängd kväve varje år. Tillförseln av kväve under dessa år bidrar till Östersjöns totala övergödningsproblematik, men de största utsläppen sker under en begränsad tid (uppförandeskedet). Den maximala mängd kväve som tillförs per år under uppförande- och driftskedena för Kärnbränsleförvaret kommer att utgöra en mycket liten andel av den totala tillförseln från övriga källor i regionen. Tillförseln av kväve från uppförandet av Kärnbränsleförvaret (mellan 2 till 8 ton/år) kommer att utgöra en liten del av den totala kvävebelastningen på mer än 50 000 ton till Bottenhavet och mer än 200 000 ton per år till egentliga Östersjön (HELCOM 2013).

Hav i balans samt levande kust och skärgård
Uppförandet av Kärnbränsleförvaret skulle kunna motverka målet genom lokal förlust av en liten del (cirka 0,003 kvadratkilometer) av Söderviken, en mindre grund havsvik i Asphällsfjärden. Detta bedöms dock sakna betydelse för biologisk mångfald annat än på en mycket lokal skala, eftersom områdena är små i jämförelse med mängden likartade miljöer i närheten och det aktuella vattenområdet bedöms hysa låga naturvärden (se avsnitt 6.1).

7.1.2 Slutsats om konsekvenser för miljökvalitetsmålen

En avstämning mot miljökvalitetsmålen har tidigare gjorts för hantering och slutförvaring av använt kärnbränsle (Malmlund 2010). Då konstaterades att de planerade verksamheterna för omhändertagandet av det använda kärnbränslet inte påverkar möjligheterna att uppfylla målen. Detta sammantaget med bedömningen ovan för uppförandet av Kärnbränsleförvaret, leder till slutsatsen att SKB:s verksamheter i Forsmark inte bedöms påverka möjligheterna att uppnå miljökvalitetsmålen *Ingen övergödning* eller *Hav i balans samt levande kust och skärgård*.

7.2 Miljökvalitetsnormer

Med stöd av 5 kap. 1 § miljöbalken kan regeringen meddela miljökvalitetsnormer (MKN). Regeringen har också möjlighet att överlåta till en myndighet att meddela miljökvalitetsnormer som följer av Sveriges medlemskap i Europeiska unionen. Miljökvalitetsnormer är föreskrifter om lägsta godtagbara miljökvalitet inom ett geografiskt område. Ett av syftena med miljökvalitetsnormer är att komma till rätta med situationer där många olika källor bidrar till en oacceptabel situation och där kraven måste fördelas mellan flera. I en tillståndsprocess krävs att verksamhetsutövaren inom ramen för sin miljökonsekvensbeskrivning bland annat redovisar hur möjligheterna att följa beslutade miljökvalitetsnormer påverkas.

För ytvatten finns miljökvalitetsnormer för kemisk och ekologisk status. Det grundläggande målet för alla vattenförekomster är att de ska uppnå god ekologisk och kemisk status till 2015. När det har bedömts att det inte är tekniskt möjligt eller att det medför orimliga kostnader att uppnå god ekologisk status/potential till år 2015 kan Vattenmyndigheten besluta om undantag från kravet på att vattenförekomsten ska uppnå god ekologisk status/potential till år 2015.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

7.2.1 Klassning av ekologisk status och kemisk ytvattenstatus

Miljökvalitetsnormerna för ekologisk status i Öregrundsgrepen (SE603000-181500) och Kallrigafjärden (SE602120-181610) fastställdes 2009 till ”god ekologisk status 2021”. I arbetsmaterialet från januari 2016 förslås dock normen ändras till ”god ekologisk status 2027” för båda vattenförekomsterna (Vattenmyndigheterna 2016). Orsaken till den förlängda tidsfristen är att man hänvisar till det så kallade tidsundantaget på grund av att det inte anses tekniskt möjligt att nå målet till 2021 på grund av fysikaliska/naturgivna förutsättningar, se tabell 7-1.

Öregrundsgrepen

Den ekologiska statusen för Öregrundsgrepen har klassats för de biologiska kvalitetsfaktorerna **växtplankton** (parametrarna *klorofyll A* och *totalbiovolym*) och **bottenfauna**, samt för de fysikaliskt/kemiska kvalitetsfaktorerna **ljusförhållanden** (siktdjup), **näringsämnen** (parametrarna *totalmängd kväve sommar* och *totalmängd fosfor sommar*), samt **särskilda förorenade ämnen** (SFÄ: *zink*).

År 2009 var den fastställda sammantagna bedömningen ”måttlig ekologisk status”, vilken även kvarstår i den preliminära klassningen från arbetsmaterialet 2013 (Vattenmyndigheterna 2016). Bestämmande för klassningen var kvalitetsfaktorn **bottenfauna** som utslagsgivande faktor och siktdjup som stödjande faktor.

Kallrigafjärden

Den ekologiska statusen för Kallrigafjärden har klassats för de biologiska kvalitetsfaktorerna **växtplankton** (parametrarna *klorofyll A* och *totalbiovolym*), samt för de fysikaliskt/kemiska kvalitetsfaktorerna **ljusförhållanden** (siktdjup) och **näringsämnen** (*totalmängd kväve sommar* och *totalmängd fosfor sommar*).

År 2009 var den fastställda sammantagna bedömningen ”måttlig ekologisk status”, vilken även kvarstår i den preliminära klassningen från arbetsmaterialet 2013 (Vattenmyndigheterna 2016). Enligt vattenmyndighetens motivering var klorofyll A, näringsämnen och siktdjup bestämmande för klassningen som utöver haltmätningar också stöds av satellitbaserade mätningar och modellerade halter.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Tabell 7-1. Fastställda miljökvalitetsnormer och statusklassningar för Öregrundsgrepen och Kallrigafjärden (Vattenmyndigheterna 2016).

Status och ingående kvalitetsfaktorer	Öregrundsgrepen (SE603000-181500)	Kallrigafjärden (SE602120-181610)
Ekologiskt status		
Miljökvalitetsnorm (år 2021)	God	God
Klassificering (år 2009)	Måttlig	Måttlig
Biologiska kvalitetsfaktorer		
Växtplankton	God	God
Makroalger och gömfröiga växter	Ej klassificerad	Ej klassificerad
Bottenfauna	**Måttlig**	Ej klassificerad
Fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer		
Ljusförhållanden (siktdjup)	Måttlig	Ej klassificerad
Syrgasförhållanden	Ej klassificerad	Ej klassificerad
Näringsämnen	Måttlig	Måttlig
Särskilda förorenande ämnen (zink)	Måttlig	Ej klassificerad
Kemisk ytvattenstatus		
Miljökvalitetsnorm (år 2015)[2]	God	God
Klassificering (år 2009)	God	God

[2] Miljökvalitetsnormen för kemisk ytvattenstatus har fastställts till ”God kemisk ytvattenstatus 2015” för både Öregrundsgrepen och Kallrigafjärden, men med undantag för kvicksilver och kvicksilverföreningar, bromerad difenyleter och tributyltennföreningar (Öregrundsgrepen).

7.2.2 Kväveutsläppens påverkan på ekologisk status

I det här avsnittet beskrivs hur SKB:s utsläpp av kväve och andra ämnen kan komma att påverka miljökvalitetsnormen för ekologisk status i Öregrundsgrepen och Kallrigafjärden.

I tabell 7-2 redovisas detaljerna bakom klassningen av ekologisk status som hämtats från aktuella arbetsmaterial från VISS (Vattenmyndigheterna 2016). Av tabellen framgår klassningen av de enskilda parametrarna bakom den sammanvägda klassningen av kvalitetsfaktorerna samt de numeriska klasserna som ger en indikation på avståndet till respektive klassgräns.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Tabell 7-2. Föreslagna miljökvalitetsnormer och statusklassningar i aktuella arbetsmaterial (Vattenmyndigheterna 2016). Inom parentes visas den numeriska klassen som ger en indikation om avståndet till klassgränsen. De numeriska klassgränserna för otillfredställande/måttlig är 2,0, måttlig/god 3,0 och god/hög 4,0. Den numeriska klassningen utgörs av normerade parametervärden och saknar enhet.

Kvalitetsfaktorer, ***parametrar***	**Öregrundsgrepen SE603000-181500 (numerisk klass)**	**Kallrigafjärden SE602120-181610 (numerisk klass)**
Version	Arbetsmaterial 2016-01-15	Arbetsmaterial 2013-10-24
Biologiska kvalitetsfaktorer		
Växtplankton *Klorofyll A* *Biovolym*	God (3,8) God (3,0) Hög (4,5)	God (3,5) Måttlig (2,4) Hög (4,5)
Makroalger och gömfröiga växter	-	-
Bottenfauna	Måttlig	-
Fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer		
Ljusförhållanden (siktdjup)	Måttlig (3,0)	Otillfredställande (1,8)
Syrgasförhållanden	-	-
Näringsämnen *Totalmängd kväve - vinter* *Totalmängd kväve - sommar* *Löst oorganiskt kväve (DIN) - vinter* *Totalmängd fosfor - vinter* *Totalmängd fosfor - sommar* *Löst oorganiskt fosfor (DIP)- vinter*	God (3,4) - God (3,9) - - Måttlig (2,8) -	Måttlig (2,0) - Måttlig (2,4) - - Otillfredsställande (1,6) -
Särskilda förorenande ämnen *Zink*	Måttlig Måttlig	- -

Av de bedömda kvalitetsfaktorerna för Öregrundsgrepen bedöms **växtplankton** vara den faktor för vilken risken är störst för en försämring av den numeriska klassningen. Tillförseln av oorganiskt kväve från SKB:s verksamheter leder till ökade mängder växtplankton som i sin tur kan bidra till att parametern *klorofyll A* hamnar under klassgränsen måttlig/god. Men eftersom **växtplankton** utgör en sammanvägning av parametrarna *klorofyll A* och *totalbiovolym*, och den senare klassas som hög, bör risken för en försämrad statusklassning av den sammanvägda kvalitetsfaktorn vara liten.

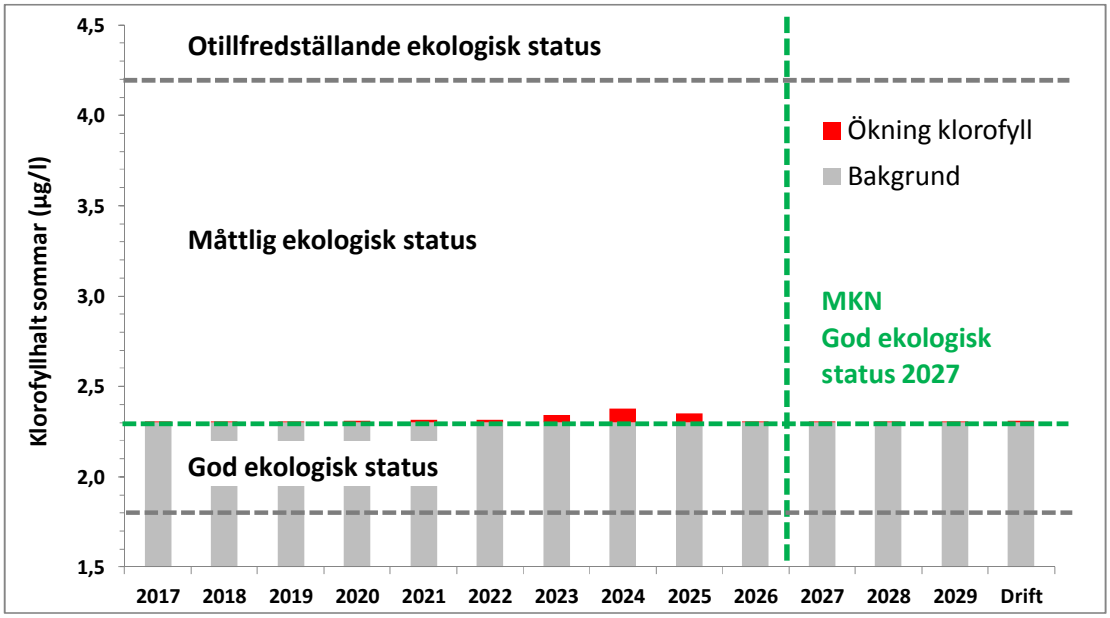
Även för Kallrigafjärden bör risken för en försämring av statusen för **växtplankton** vara liten eftersom *totalbiovolym* även här klassats som hög.

Ökningen av klorofyllhalten i Öregrundsgrepen till följd av SKB:s utsläpp av kväve har skattats på basis av haltförhöjningen av oorganiskt kväve enligt spridningsberäkningen och sambandet mellan partikulärt organiskt kväve (PON) och klorofyllhalt i figur 5-2.

I figur 7-1 framgår den beräknade haltförhöjningen av klorofyll A över aktuell bakgrund under sommarperioden. De röda staplarna utgör en maxskattning eftersom de representerar de sammanlagda maximala utsläppen från uppförandet av Kärnbränsleförvaret och utbyggnaden av SFR samt att inget kväve antas fastläggas eller avgå i närområdet till utsläppspunkterna (jfr avsnitt 5.6). Vidare ingår den ytterligare haltökning som blir följden i Öregrundsgrepen om reningsgraden i FKA:s reningsverk blir 70 procent istället för 90 procent (se avsnitten 4.2.1, 5.2.4 och 5.4.3).

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Haltökningen till följd av enbart kväveutsläppen från uppförandet av Kärnbränsleförvaret bör i praktiken endast utgöra mindre än cirka en fjärdedel av de röda staplarna i figuren, det vill säga som mest cirka 0,02 µg/l eftersom Kärnbränsleförvaret står för cirka 50 procent av de utsläppta mängderna och cirka 50 procent dessutom bör fastläggas i närområdet. Denna siffra kan jämföras med standardavvikelsen (ungefärligt motsvarande den naturliga variationen) kring bakgrundshalten 2,3 µg/l som är cirka 0,9 µg/l.



***Figur 7-1**. Haltförhöjning av klorofyll i Öregrundsgrepen till följd av utsläppen av kväve från SKB:s verksamheter (röd stapel), lagd ovanpå bakgrundshalten (grå stapel). De gröna linjerna markerar klassgränsen mellan god och måttlig ekologisk status, samt tidpunkten som föreslagits för miljökvalitetsnormen "god ekologisk status". Observera att skalan på y-axeln börjar på 1,5 µg/l.*

Kvalitetsfaktorn **bottenfauna** som var utslagsgivande för bedömningen i Öregrundsgrepen ger en samlad bild av övergödningspåverkan och syrgassituationen på bottnarna. Det är svårt att kvantifiera kopplingen mellan SKB:s kväveutsläpp och denna parameter eftersom påverkan sker i flera led genom ökad primärproduktion, förändrade ljusförhållanden, ökad sedimentation, förändrade syrgasförhållanden vid bottnarna och i förlängningen förändrad bottenfauna (jfr avsnitt 6.1). Jämfört med **växtplankton** bör dock **bottenfauna** svara långsammare och svagare på utsläpp under en kortare period eftersom den i hög grad påverkas av tillförseln av till exempel organiskt material och syresituationen från omgivande hav.

Bottenfauna har inte klassats för Kallrigafjärden.

Kvalitetsfaktorn **ljusförhållanden** (*siktdjup*) beror på mängden växtplankton som i sin tur påverkas av ökad tillförsel av näringsämnen. Även andra faktorer påverkar siktdjupet, till exempel förekomsten av partikulärt material och lösta humusämnen. Jämfört med parametern *klorofyll A* kommer siktdjupet därför att påverkas i mindre grad relativt sett av ökad kvävetillförsel. En ökad kvävetillförsel till följd av SKB:s verksamheter som skulle kunna leda till ett något minskat siktdjup riskerar dock inte att försämra statusklassningen för kvalitetsfaktorn **ljusförhållanden** som idag klassats som måttlig.

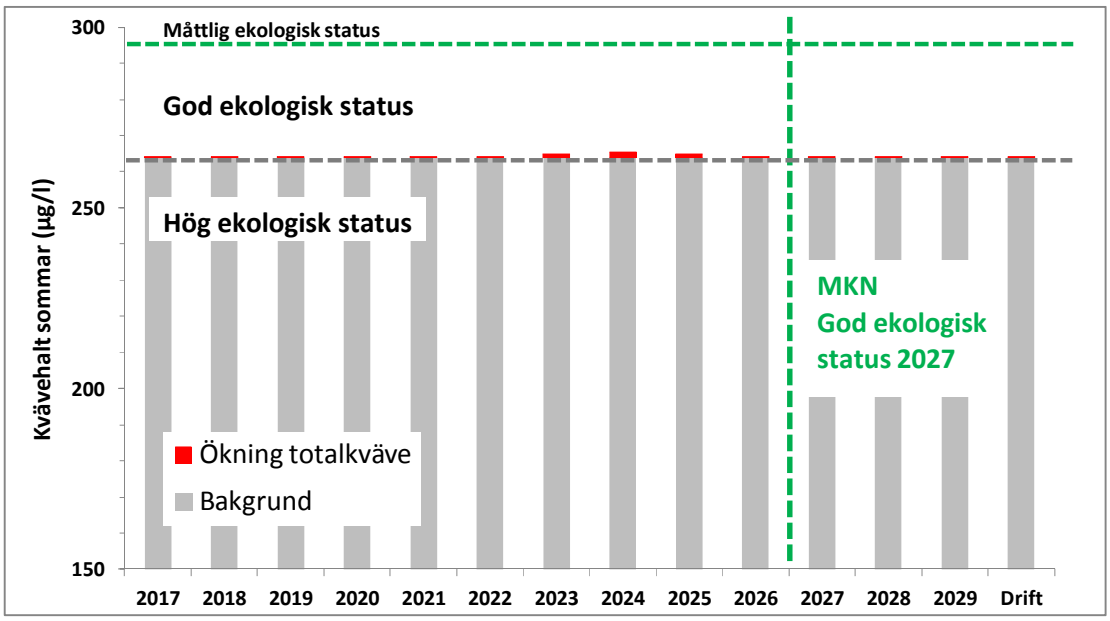
PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

I Kallrigafjärden klassas kvalitetsfaktorn **ljusförhållanden** (*siktdjup*) som otillfredsställande, vilket innebär att avståndet upp till klassgränsen måttlig/god är betydligt större än för Öregrundsgrepen. På grund av sin marginella effekt riskerar den ökade kvävetillförseln till följd av SKB:s verksamheter inte heller i Kallrigafjärden att försämra statusklassningen för kvalitetsfaktorn **ljusförhållanden**.

För kvalitetsfaktorn **näringsämnen** som baseras på en sammanvägning av parametrarna *totalmängd kväve sommar* och *totalmängd fosfor sommar* är marginalen stor ner till klassgränsen måttlig/god för Öregrundsgrepen. Det innebär att risken för att kvalitetsfaktorn **näringsämnen** ska förändras till en sämre klass är liten, trots att den sammanvägs med *totalmängd fosfor sommar* som klassas som måttlig.

För Kallrigafjärden, där kvalitetsfaktorn **näringsämnen** har klassats som måttlig, är avståndet stort upp till klassgränsen måttlig/god, vilket innebär att stora åtgärder krävs för att förbättra miljötillståndet. Eftersom förhållandena i Kallrigafjärden till största delen bestäms av Olandsåns och Forsmarksåns tillflöden är det främst åtgärder i dessa åars avrinningsområden som kan förbättra miljötillståndet i Kallrigafjärden, och endast i mindre grad minskad tillförsel från källor, som till exempel SKB:s verksamheter, som mynnar i Öregrundsgrepen.

På samma sätt som för klorofyll A jämförs haltförhöjningen av totalkväve till följd av de sammanlagda utsläppen från SKB:s verksamheter med den genomsnittliga bakgrundshalten och klassgränserna för ekologisk status, figur 7-2. De röda staplarna i bilden som knappt är synliga ovanpå bakgrunden utgör även de en överskattning. I praktiken bör därför haltökningen av totalkväve till följd enbart av kväveutsläppen från uppförandet av Kärnbränsleförvaret endast utgöra cirka en fjärdedel av de röda staplarna i figuren, det vill säga som mest cirka 0,5 µg/l eftersom Kärnbränsleförvaret står för cirka 50 procent av de utsläppta mängderna och cirka 50 procent bör fastläggas i närområdet innan det når Grepen. Denna siffra kan jämföras med standardavvikelsen (ungefärligt motsvarande den naturliga variationen) kring bakgrundshalten 268 µg/l som är cirka 100 µg/l.



Figur 7-2. *Haltförhöjning av totalkväve i Öregrundsgrepen till följd av utsläppen av kväve från SKB:s verksamheter (röd stapel), lagd ovanpå bakgrundshalten (grå stapel). De gröna linjerna markerar klassgränsen mellan god och måttlig ekologisk status, samt tidpunkten som föreslagits för miljökvalitetsnormen "god ekologisk status". Observera att skalan börja på 150 µg/l.*

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

7.2.3 Slutsatser om konsekvenser för miljökvalitetsnormer

Tillskotten av kväve från uppförandet av Kärnbränsleförvaret och från utbyggnaden av SFR förväntas ha marginella effekter på den ekologiska statusen i vattenförekomsten Öregrundsgrepen. Försiktigt räknat bedöms halterna av totalkväve öka med mindre än en procent om de kumulativa effekterna av båda förvaren beaktas det värsta året. Detta kan jämföras med de naturliga haltvariationerna som är i storleksordningen 30 procent. För kvalitetsfaktorn **näringsämnen** bedöms risken som liten att den ekologiska statusen ska minska från god till måttlig eftersom statusen idag ligger mycket nära hög.

Kvalitetsfaktorerna **växtplankton** och **ljusförhållanden** bedöms påverkas i något högre grad än kvalitetsfaktorn **näringsämnen** eftersom SKB:s utsläpp främst utgörs av växttillgängligt oorganiskt kväve som snabbt omsätts i växtplankton. Det medför att halterna av klorofyll A ökar och siktdjupet minskar relativt sett mer än halterna av totalkväve som till stor del utgörs av kväveformer som är mindre tillgängliga för växter. Pessimistiskt räknat ökar halterna av klorofyll A med cirka tre procent om de kumulativa effekterna av båda förvaren beaktas det värsta året. Risken för att statusklassningen för kvalitetsfaktorn **växtplankton** ska förändras till det sämre bedöms dock vara liten eftersom *klorofyll A* sammanvägs med parametern *biovolym* som klassats som hög status. SKB:s kväveutsläpp bedöms inte heller riskera att försämra statusklassningen för kvalitetsfaktorn **ljusförhållanden**.

Bedömningen av risken för att kvalitetsfaktorn **bottenfauna** ska förändras till en lägre klass är mer osäker, eftersom kopplingen mellan denna parameter och tillförseln av kväve sker i flera led. Bottenfaunans status bestäms dessutom främst av syrgassituationen vid botten ute i Öregrundsgrepen. Eftersom Öregrundsgrepen har en hög vattenomsättning och syresituationen vid botten i första hand styrs av förhållandena ute i Bottenhavet bedöms effekten av de lokala kväveutsläpp som marginella. Dessutom speglar bottenfaunans status sannolikt näringstillförseln över längre tid. Det är troligt att de relativt kortvariga utsläppen under uppförandeskedet av Kärnbränsleförvaret och utbyggnaden av SFR inte hinner påverka artsammansättningen i bottensamhällena i någon mätbar omfattning och kvävetillförseln kommer därmed inte att försämra statusklassningen för kvalitetsfaktorn **bottenfauna**.

Under driftskedet för Kärnbränsleförvaret, som beräknas pågå under cirka 40 år, kommer de årliga kväveutsläppen att utgöra cirka 10 procent av de största sammanlagda utsläppen under uppförandeskedet för Kärnbränsleförvaret och utbyggnaden av SFR. Inga ytterligare konsekvenser för miljökvalitetsnormerna bedöms därför uppkomma under denna period.

Det görs här ingen bedömning av den ekologiska statusen med avseende på de särskilda förorenande ämnena uran och zink eftersom dessa ämnen inte anses släppas ut i någon betydande mängd enligt underlagen i avsnitt 6.3.

7.3 Natura 2000

Natura 2000 är ett nätverk av EU:s mest skyddsvärda naturområden. Natura 2000-bestämmelserna grundar sig på två EU-direktiv, Art- och habitatdirektivet och Fågeldirektivet Alla EU:s medlemsländer ska genom Natura 2000 se till att skyddsvärda naturtyper och arter har *gynnsam bevarandestatus.*

Natura 2000-bestämmelserna innebär att en verksamhetsutövare, som genom sin verksamhet på ett *betydande sätt kan påverka* ett Natura 2000-område, måste ansöka om tillstånd för detta enligt 7 kap. 28a § miljöbalken. För att erhålla ett tillstånd måste verksamhetsutövaren visa att verksamheten inte kan *skada* de livsmiljöer i området som avses att skyddas samt, i förekommande fall, att verksamheten inte medför att den art eller de arter som avses att skyddas utsätts för en störning som på ett *betydande sätt kan försvåra bevarandet* i området av arten eller arterna.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

7.3.1 Påverkan på Natura 2000-områdena

Bedömningen av påverkan på Natura 2000-områden görs utifrån förordning (1998:1252) om områdesskydd enligt miljöbalken (Svensk författningssamling 1998), Naturvårdsverkets generella art- och naturtypsvisa vägledningar (Naturvårdsverket 2003) , samt bevarande-planer för respektive område (Länsstyrelsen 2009a, 2009b). Tre kriterier ska beaktas för att trygga bevarandestatusen för de naturtyper som skyddas i ett Natura 2000-område:

1. Arealen av naturtypen i området.
2. De särskilda strukturer eller funktioner som där är nödvändiga.
3. Bevarandestatusen hos de typiska arterna (se nedan).

Typiska arter för respektive naturtyp är arter som valts ut som lämpliga för att indikera naturtypens bevarandestatus. Bevarandestatusen för arter bedöms utifrån följande tre kriterier::

4. Populationens storlek, reproduktion, etc. i området (populationsutveckling).
5. Artens utbredningsområde.
6. Arealen av artens livsmiljö.

Kväveutsläppen från SKB:s planerade verksamhet i Forsmark skulle främst kunna påverka struktur och funktion hos naturtyper (2) men även enskilda populationer av typiska arter i området (3, 4-6). De strukturer och funktioner som kan påverkas i Natura 2000-områden är desamma som tidigare analyserats och diskuterats ingående i kapitel 5, nämligen vattenkvalitet i form av klorofyllkoncentrationer och siktdjup, täckningsgrad på djupare och grundare bottnar, samt förekomst av snabbväxande bottenvegetation på grundare bottnar vilket påverkar bottenvegetationens artsammansättning. Även om viktiga strukturer och funktioner inte påverkas skulle enskilda särskilt känsliga arter kunna påverkas. Därför utfördes även en kompletterande analys av förekomsten av typiska arter och risken för att de skulle påverkas negativt av den ökade kvävebelastningen.

Tabell 7-3. Ingående naturtyper, som kan påverkas av ökad kvävebelastning i Natura 2000-områdena Skaten-Rångsen och Kallriga.

Naturtyp	Skaten-Rångsen	Kallriga
1140 – Blottade sand och lerbottnar		X
1150 – Laguner	X	X
1160 – Stora grunda vikar och sund	X	X
1620 – Skär och små öar	X	X

Båda Natura 2000-områdena innehåller ett flertal skyddsvärda naturtyper, men bedömningen begränsas till de naturtyper som anses kunna påverkas av en ökad kvävebelastning, tabell 7-3. Terrestra naturtyper bedöms inte påverkas. I bevarandeplanerna för Skaten-Rångsen och Kallriga nämns några specifika bevarandemål för naturtyperna laguner (1150) och stora vikar och sund (1160) med relevans för en ökad kvävebelastning:

- Ingen ökning av näringstillförseln av något slag får ske.
- Den genomsnittliga täckningsgraden av bottnar grundare än 1,5 meter ska vara minst 25 procent.
- De arter som är typiska för flada-gloserien ska finnas kvar i livskraftiga populationer. Särskilt kransalger reagerar negativt på ökad näringstillförsel.

För naturtypen blottade ler- och sedimentbottnar (1140) som förekommer i Kallriga nämns även bevarandemålet att vass och flytande trådalger ej ökar i täckningsgrad, samt att halterna av kväve och fosfor ska uppfylla minst tillståndsklass 3 (Kallriga). För kväve är halten satt till 0,31–0,36 mg/l (Naturvårdsverket 1999).

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

7.3.2 Påverkan på Natura 2000-områdena

Om allt kväve från SKBs verksamhet som når Natura 2000-områdena skulle tas upp av växtplankton skulle klorofyllkoncentrationen i Skaten-Rångsen, som är mest påverkat, öka med cirka 7 procent och siktdjupet försämras med någon enstaka procent under maxscenariot. Dessa uppskattningar är överskattningar, eftersom de inte tar hänsyn till upptaget av kväve i bottenvegetationen och bygger på försiktiga antaganden vad gäller de mängder kväve som beräknas nå recipienten. Trots överskattningen av påverkan skulle de förväntade förändringarna med största sannolikhet vara omöjliga att upptäcka eller urskilja från den naturliga variationen. Riklig förekomst av bottenvegetation i närliggande vikar i området, med betydligt högre klorofyllhalter än vad som förväntas till följd av SKB:s verksamhet, indikerar att bottenvegetationen inte skulle påverkas.

En liten del av kvävet skulle trots allt kunna nå och tas upp av framför allt den snabbväxande bottenvegetationen i Natura 2000-områdena. Även om kväveupptaget i områdena mellan utsläppspunkterna och Natura 2000-områdena endast vore hälften av det förväntade (se avsnitt 5.4.2), skulle endast en liten del av SKB:s kväveutsläpp tas upp av bottenvegetationen, Skaten-Rångsen (cirka 5 %) och Kallriga (cirka 2 %). I maxscenariot utgör det cirka 400 respektive 160 kilogram och motsvarar 3 och 8 procent av kväveinnehållet i de snabbväxande arterna under sommaren. Det mesta av kvävet kommer helt enkelt antingen att fastna i bottenvegetationen innan det når Natura 2000-områdena eller inte hinna tas upp i områdena innan det transporteras vidare. Andelen av kvävet som skulle nå de inre och särskilt skyddsvärda naturtyperna laguner och stora vikar och sund, är ännu mindre.

Vissa av målen i bevarandeplanerna för Skaten-Rångsen och Kallriga är formulerade på ett sätt som omöjliggör all verksamhet som kan bidra till övergödning hur liten effekten än är (exempelvis ”Ingen ökning av näringstillförsel av något slag får ske”). Andra mål är svåra att bedöma eftersom det normala tillståndet inte är utrett (”Den genomsnittliga täckningsgraden av bottnar grundare än 1,5 m ska vara minst 25 %”). Det kan inte uteslutas att SKB:s verksamhet under en kort period kommer att ge en marginell ökning av klorofyllhalter och fintrådiga alger. Med tanke på att effekten är både begränsad och temporär, bedöms dessa förändringar ha mycket begränsad betydelse för de berörda naturtypernas struktur eller funktion på lång sikt.

För att komplettera bedömningen av påverkan på naturtypernas struktur och funktion analyserades även risken för att enskilda arter skulle påverkas negativt (Hjerne 2016). I vägledningen för svenska naturtyper i Art- ochhabitatdirektivets bilaga 1 (Naturvårdsverket 2011), listas för varje naturtyp ett antal typiska arter som är lämpliga som indikatorer på naturtypens bevarandestatus. Listorna innehåller även arter som inte förväntas förekomma i Forsmarksområdet, bland annat rent marina arter från västkusten. Analysen utgår därför från de arter som antingen nämns i bevarandeplanerna för Skaten-Rångsen och Kallriga eller de typiska arter som har observerats vid inventeringar inom Natura 2000-områdena, tabell 7-4.

I Natura 2000-området Skaten-Rångsen (Stångskärsviken) och Natura 2000-området Kallrigas (Hatten/Tixelfjärden) yttre delar har vardera 22 typiska arter observerats, varav fem saknas inne i den mer näringsrika Kallrigafjärden (Långörsviken). Ingen av dessa fem arter (höstlånke, knoppslinga, kransslinga, trådnate och vitstjälksmöja) bedöms som kvävekänsliga utifrån Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 2007a, b, Blomqvist et al. 2012.) Detta visar att de typiska arter som observerats i de delar av Natura 2000-områdena som främst skulle kunna påverkas av kväveutsläppen, uppvisar tålighet mot förhöjda kvävehalter långt över de koncentrationer som förväntas från SKB:s verksamhet. Därför bedöms dessa arter inte påverkas av den planerade verksamheten. I och med att kväveutsläppen inte bedöms ha någon betydande påverkan på naturtypernas struktur och

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

funktion förväntas inte heller några betydande effekter på de typiska arter (exempelvis fisk och blötdjur) som påverkas indirekt av kväveutsläpp.

Tabell 7-4. Typiska arter inom respektive naturtyp (1150 – Laguner, 1160 – Stora vikar och sund, 1620 – Små öar och skär) som nämns i bevarandeplanerna för Skaten-Rångsen och Kallriga, samt vilka typiska arter som observerats vid inventeringar i Stångskärsviken (Skaten-Rångsen), Hatten (Tixelfjärden i Kallriga) och Långörsviken (Kallrigafjärden). X = typisk art, (X) = inte typisk art som ändå nämns i bevarandeplanerna, x = art som troligtvis förekommer enligt bevarandeplanerna. Fiskar och blötdjur namnges inte i bevarandeplanerna.

		Skaten-Rångsen				Kallriga				
Latinskt namn	**Svenskt namn**	**1150**	**1160**	**1620**	**Stångskärsviken**	**1150**	**1160**	**1620**	**Tixelfjärden/Hatten**	**Långörsviken**
Alger										
Ceramium tenuicorne	ullsläke			(X)				(X)		
Chara aspera	borststräfse		X		X				X	X
Chara baltica	grönsträfse	X	X		X					X
Chara tomentosa	rödsträfse	X	X		X	X	X		X	X
Cladophora glomerata	grönslick			(X)				(X)		
Cladophora rupestris	bergborsting				X					X
Fucus vesiculosus	blåstång	X		(X)				(X)		
Furcellaria lumbricalis	kräkel			(x)				(X)		
Polysiphonia fucoides	fjäderslick			(x)				(X)		
Pylaiella/Ectocarpus	brunslick			(X)				(X)		
Sphacelaria arctica	ishavstofs			x	X			X		X
Tolypella nidifica	havsrufse	(x)	x	(x)			X			
Vaucheria dichotoma	svartskinna									X
Kärlväxter										
Callitriche hermafroditica	höstlånke	x	(x)				(X)			
Myriophyllum sibiricum	knoppslinga		x		X				X	
Myriophyllum spicatum	axslinga		x		X				X	X
Myriophyllum verticillatum	kransslinga								X	
Najas marina	havsnajas	X	X		X	X	X		X	X
Potamogeton filiformis	trådnate								X	
Potamogeton pectinatus	borstnate	X	X		X	X			X	X
Potamogeton perfoliatus	ålnate		x	x	X		X			X
Potamogeton pusillus	spädnate				X				X	X
Ranunculus circinatus	hjulmöja	X	x						X	X
Ranunculus peltatus ssp. baudotii	vitstjälksmöja	X	X	x			X		X	
Ruppia cirrhosa	skruvnating								X	X
Ruppia maritima	hårnating									X
Zannichellia palustris	hårsärv	X			X				X	X

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Tabell 7-4. Fortsättning.

		Skaten-Rångsen				Kallriga				
Latinskt namn	**Svenskt namn**	**1150**	**1160**	**1620**	**Stångskärsviken**	**1150**	**1160**	**1620**	**Tixelfjärden/Hatten**	**Långörsviken**
Fiskar										
Abramis bjoerkna	björkna				X				X	X
Alburnus alburnus	löja								X	
Esox lucius	gädda				X					X
Gasterosteus aculeatus	storspigg				X				X	X
Gymnocephalus cernuus	gärs								X	X
Leuciscus idus	id				X				X	X
Perca fluviatilis	abborre				X				X	X
Pungitius pungitius	småspigg				X					X
Rutilus erythrophthalmus	sarv								X	X
Rutilus rutilus	mört				X				X	X
Blötdjur										
Hydrobia neglecta	förbisedd tusensnäcka				X				-	X
Macoma balthica	östersjömussla				X				-	X

7.3.3 Slutsatser om konsekvenser för Natura 2000

Under driftskedet av Kärnbränsleförvaret transporteras endast obetydliga kvävemängder från utsläppspunkterna till Natura 2000-områdena och därmed förväntas endast obetydliga ekologiska effekter. En viss påverkan från de planerade kväveutsläppen under uppförandeskedet av Kärnbränsleförvaret på tillväxten av snabbväxande alger och på koncentrationen av klorofyll och siktdjup i Natura 2000-områdena kan dock inte uteslutas, men risken för en mer än obetydlig påverkan på områdenas struktur och funktion (täckningsgraden av bottenvegetation) bedöms som mycket osannolik. Av de typiska arter som har observerats i något av områdena förekommer de flesta även i den betydligt mer kvävebelastade Kallrigafjärden eller så anses de inte som kvävekänsliga. Risken för att de typiska arternas bevarandestatus ska påverkas bedöms därför som obetydlig. I och med att påverkan är begränsad både i tid och rum, bedöms det inte finnas någon risk för betydande påverkan på Natura 2000-områdena. Det ska även påminnas om att bedömningarna bygger på försiktiga antaganden (det vill säga en överskattning) om de mängder kväve som verksamheten antas släppa ut.

7.4 Utfyllnad i Söderviken

Uppförandet av Kärnbränsleförvaret innebär att ett område på 0,003 kvadratkilometer i Söderviken, längst in i Asphällsfjärden fylls ut.

Området gränsar till den grävda kanalen för kylvattenintaget till kärnkraftverket och innehåller begränsade naturvärden i form av ett glest och artfattigt bottenvegetationssamhälle. Det finns rikligt med både liknande och betydligt frodigare och artrikare bottensamhällen i närområdet. Därför bedöms habitatförlusten som utfyllnaden av Söderviken innebär inte medföra någon skada på naturvärdena i Forsmarsområdet, och därmed bedöms inte heller de särskilda bestämmelserna om vattenverksamhet (fiskeavgift) vara tillämpliga.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Skyddsåtgärder kommer att vidtas för att minimera den grumling som skulle kunna uppstå i samband med utfyllnadsarbetena. Om grumling trots allt skulle uppkomma är den temporär och bedömningen är att effekten kommer att vara försumbar.

7.5 Lokala effekter vid utsläppspunkterna

Övergödningseffekterna i form av försämrad vattenkvalitet och påverkan på bottenvegetationen uppstår främst närmast utsläppspunkterna. Den lokala ökningen av kvävehalten förväntas bli störst under driftskedet för Kärnbränsleförvaret om kylvattenintaget till kärnkraftverket upphör. Enligt transportmodelleringen skulle Asphällsfjärden få en haltförhöjning av kväve på cirka 40 µg/l (figur 4-3). Om allt kväve togs upp av växtplankton skulle klorofyllhalten öka med mellan en och fyra gånger. Sannolikt blir klorofyllökningen lägre, dels på grund av att bottenvegetationen kommer att ta upp den största delen av kvävet, dels för att produktionen i praktiken troligen blir fosforbegränsad istället om kvävet ökar så mycket (Hjerne 2016).

En klorofyllökning med 50 procent i Asphällsfjärden är däremot inte osannolik. Därutöver skulle snabbväxande och fintrådiga alger kunna gynnas i området och eventuellt kunna konkurrera med den befintliga bottenvegetationen. En omfattande utslagning av den storvuxna bottenvegetationen är mindre sannolik, med tanke på att det finns exempel på vikar både i närområdet och utmed andra kuststräckor med frodig bottenvegetation trots högre klorofyllhalter än vad som förväntas runt utsläppspunkterna.

De utsläpp av ammonium som i avsnitt 6.2 inte bedömts påverka Öregrundsgrepens ekologiska status, kan ge upphov till vissa lokala effekter. Ammoniakhalterna kan närmast utsläppspunkterna bli högre än de referensvärden som beskrivs. Bedömningen är dock att om skadliga ammoniakhalter skulle uppkomma finns goda möjligheter för till exempel fisk att undvika dessa lokalt förhöjda halter genom korta förflyttningar inom området.

7.6 Specifika konsekvenser av utsläppen från Kärnbränsleförvaret

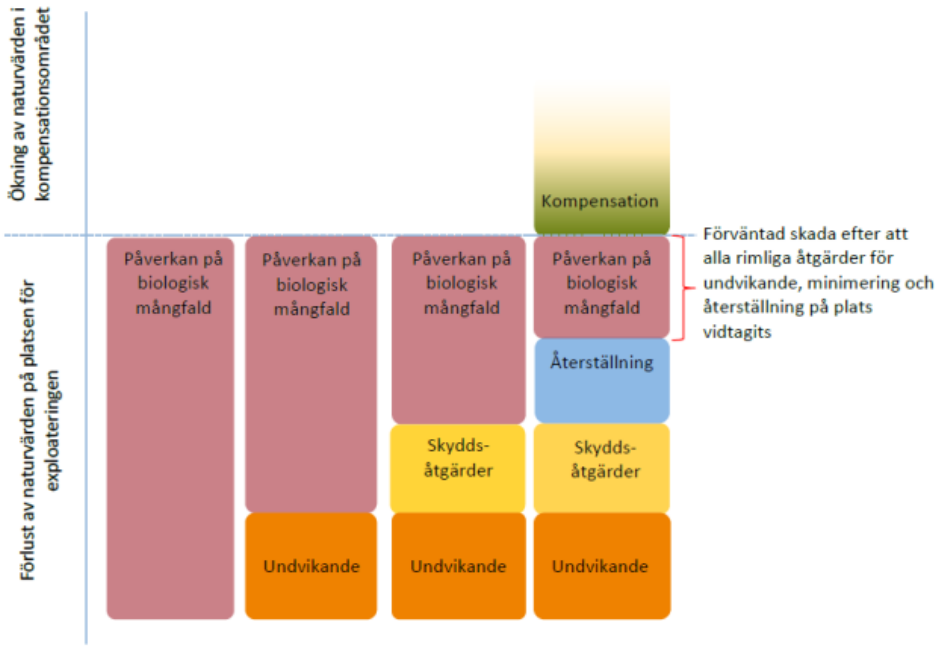
Utsläppen av kväve från uppförandet av Kärnbränsleförvaret och utbyggnaden av SFR har likartade konsekvenser, eftersom utsläppen i stort sett sker i samma område och spridningen bestäms av samma storskaliga strömningsmönster. Sammanlagt kommer ungefär lika stora mängder kväve att släppas ut från båda verksamheterna, vilket grovt sett innebär att ungefär halva effekten i form av haltökningar och ekologiska effekter kan tillskrivas uppförandet av Kärnbränsleförvaret och resten utbyggnaden av SFR.

I några avseenden skiljer sig tillförseln av kväve från verksamheterna sig åt, vilket leder till några skillnader i konsekvenser. Under driftskedet för Kärnbränsleförvaret som beräknas pågå under cirka 40 år kommer de årliga kväveutsläppen (1,9 ton, inklusive spillvatten) att utgöra endast cirka 10 procent av de största sammanlagda utsläppen under uppförandeskedet för Kärnbränsleförvaret och utbyggnaden av SFR. Inga ytterligare konsekvenser för miljökvalitetsnormerna avseende Öregrundsgrepen bedöms därför tillkomma under denna tidsperiod. Detta gäller även i slutet av driftskedet när kylvattenflödet till kärnkraftverken upphört, eftersom kylvattenflödet enligt modellberäkningarna endast i liten grad påverkar halterna i Öregrundsgrepen.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

8 Möjliga åtgärder för minskad kvävepåverkan

För att minska eller förhindra negativa effekter på miljön behöver en verksamhetsutövare enligt kapitel 2 i miljöbalken[5] genomföra åtgärder som på olika sätt syftar till att minimera påverkan. I första hand ska detta ske genom att påverkan undviks, till exempel genom att välja bort miljöskaliga tekniker. I andra hand ska skyddsåtgärder sättas in som till exempel kan innebära olika former av rening för att minska utsläpp. I vissa fall kan det även vara aktuellt med återställning efter avslutad verksamhet för att förhindra långsiktiga negativa effekter. Den påverkan som kvarstår efter att verksamheter anpassats och skyddsåtgärder vidtagits kan i vissa fall behöva kompenseras genom åtgärder utanför verksamheten, så kallade kompensationsåtgärder, se figur 8-1. Sådana åtgärder blir dock aktuella först i ett senare skede av prövningsprocessen.



Figur 8-1. *Skadelindringshierarkin innebär att alla rimliga åtgärder för att undvika och minimera påverkan från en exploatering ska vidtas innan behovet av kompensation fastställs (Naturvårdsverket 2016).*

En naturlig skadeförebyggande åtgärd är att undvika uppkomsten av kväve från sprängningarna. Frågan om kvävespill har fått mer uppmärksamhet och det pågår ett arbete för att minska det. Det innefattar både teknikutveckling och rutiner för att minska såväl åtgången av sprängämne genom effektivare laddningar som hanteringen för att minska spillet (Weimann 2014).

Utöver den vattenhantering som föreslagits för SKB:s verksamhet kan det vara möjligt att reducera kväveutsläppen till recipienten genom ytterligare skyddsåtgärder för att minska kvävetillförseln till Öregrundsgrepen från andra utsläppskällor.

[5] Enligt kapitel 2 i miljöbalken, Allmänna hänsynsregler med mera, ska alla som bedriver eller avser att bedriva en verksamhet eller vidta en åtgärd utföra de skyddsåtgärder, iaktta de begränsningar och vidta de försiktighetsmått i övrigt som behövs för att förebygga, hindra eller motverka att verksamheten eller åtgärden medför skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

8.1 Möjliga skyddsåtgärder

En hög reningsgrad för kväve i FKA:s reningsverk är en förutsättning för beräkningarna och bedömningarna i denna rapport. Det bör dock noteras att detaljprojekteringen av den teknik och de processer som behövs för att uppnå målsättningen 90-procentig rening med avseende på kväve fortfarande pågår, se avsnitt 2.2.3. I dag är processen i reningsverket inte utformad för kväverening, men det sker ändå en kväveavskiljning på cirka 40 procent.

De källor för utsläpp av kväve från SKB:s verksamheter i Forsmark, som i dag inte passerar någon kväverening är länshållningsvattnet från Kärnbränsleförvarets undermarksdel och det diffusa läckaget från sprängstensmassorna som används för utfyllnad.

SKB utreder vidare potentialen för att rena länshållningsvattnet. Svårigheten är att uppnå tillräcklig reningsgrad vid det stora vattenflöde som är aktuellt (cirka 1 m^3/min). En möjlig metod är biologisk rening på plats med så kallad MBBR (Moving bed biofilm reactor). Vid denna teknik baseras reningen på mikroorganismer som växer som en biofilm på ett bärarmaterial som hålls suspenderat i vattnet. Processen som klarar av extrema belastningar sker i fyra efter varandra kopplade tankar som vattnet passerar, varefter det släpps ut till recipient (VA-teknik Södra 2016). Teknisk genomförbarhet, såsom tillgång till ytor, flödes- och reningskapacitet samt kostnader behöver utredas närmare.

Andra åtgärder för rening av länshållningsvatten kan vara att utöka kapaciteten på FKA:s reningsverk och leda länshållningsvattnet dit tillsammans med lakvattnet. Det är oklart om det höga vattenflödet försvårar eller omöjliggör tillräcklig kväveavskiljning i de planerade reningsstegen. Detta kan möjligen kombineras med en uppkoncentrering på plats med membranfiltrering för att på så sätt minska vattenvolymerna till reningsverket.

Ett tänkbart sätt att minska det diffusa läckaget av kväve från planerade utfyllnader i Söderviken och driftområdet skulle kunna vara att sortera bort det finpartikulära materialet i bergmassorna med så kallad harpning. Eftersom kvävet som följer med bergmaterialet upp är associerat till mineralytorna skulle en avskiljning av det finpartikulära materialet medföra att mindre mängder kväve läcker ut från utfyllnaderna. Frågor som behöver utredas närmare är hur man hanterar det bortsorterade materialet, hur stora mängder det handlar om samt om det finns ytor tillgängliga för att lagra detta material.

8.2 Avvägningar

Kraven på skyddsåtgärder och bästa möjliga teknik gäller i den utsträckning det inte kan anses orimligt att uppfylla dem. Vid denna bedömning ska särskild hänsyn tas till nyttan av skyddsåtgärder och andra försiktighetsmått i förhållande till kostnaderna för åtgärderna. De skyddsåtgärder som SKB utreder för att minska kväveutsläppen är tillgängliga och sannolikt tekniskt möjliga. Ett problem är dock att utrymmet är begränsat och det kan vara svårt att få plats med till exempel ytterligare reningsanläggningar.

Ännu har ingen utvärdering av skäligheten i att vidta ytterligare åtgärder gjorts, det vill säga bedöma kostnaden i förhållande till miljönyttan. Vid en bedömning bör syftet vara att åstadkomma bästa möjliga miljönytta för recipienten som helhet.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Del II – Mellanlagring och inkapsling i Simpevarp

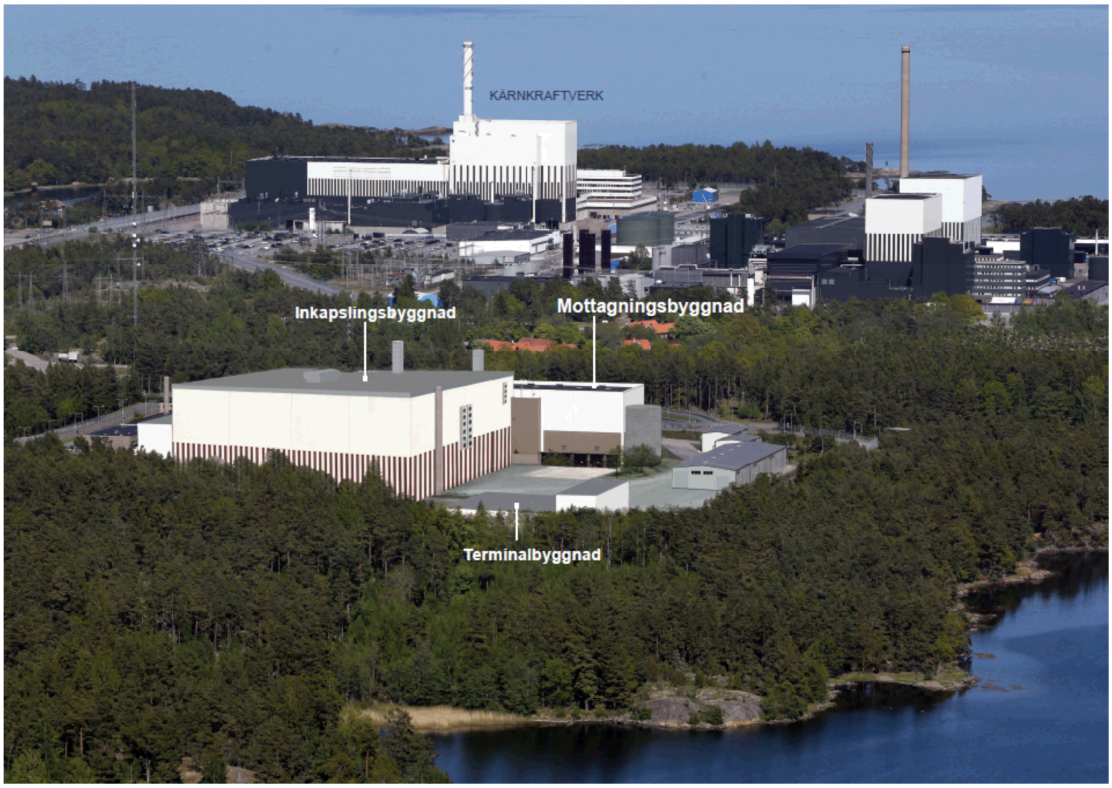
PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

9 Nuvarande och planerade verksamheter i Simpevarp

I det här kapitlet beskrivs Clab och den planerade delen för inkapsling av det använda kärnbränslet samt övriga verksamheter som kan påverka vattenmiljöerna i Simpevarpsområdet.

9.1 Clab och Clink

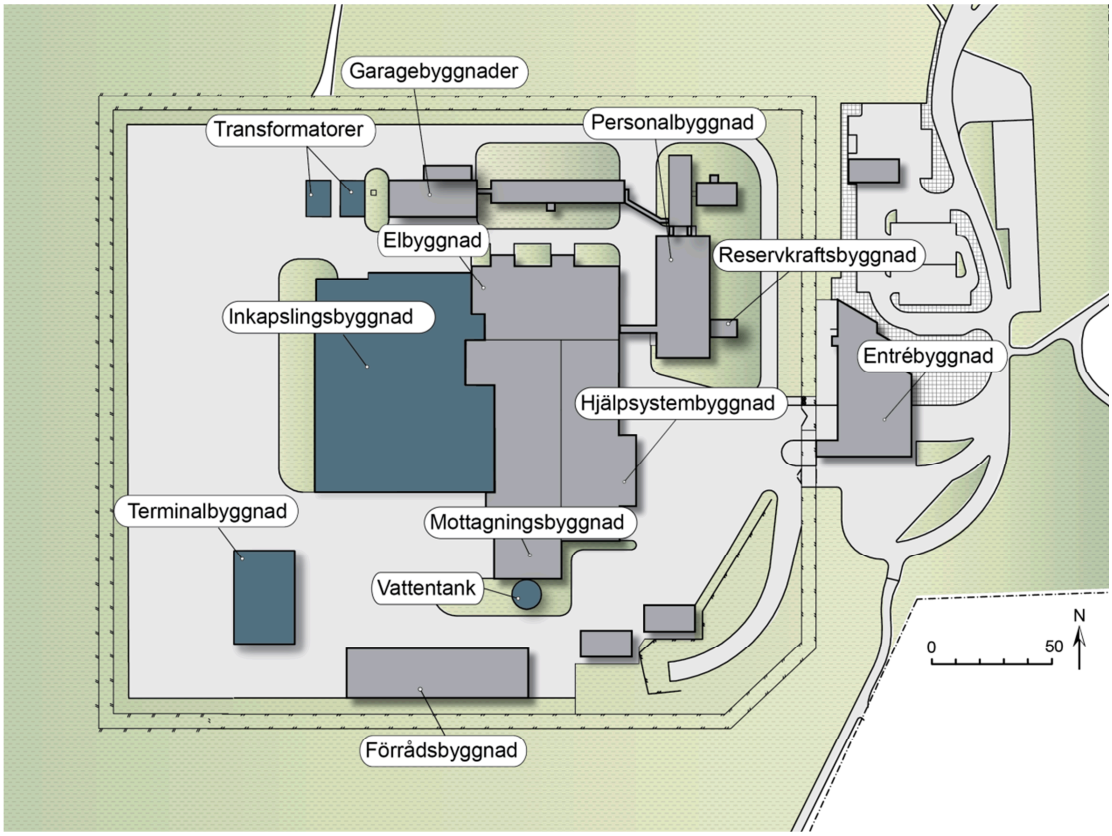
Clab ligger cirka 700 meter från Oskarshamns kärnkraftverk, på Simpevarpshalvön i Oskarshamns kommun. En del för inkapsling av det använda kärnbränslet planeras att uppföras och drivas tillsammans med Clab som en integrerad anläggning, benämnd Clink, figur 9-1. I Clink kommer mottagning, mellanlagring och inkapsling av använt kärnbränsle att ske. Det inkapslade kärnbränslet kommer att transporteras med det specialbyggda fartyget m/s Sigrid till Kärnbränsleförvaret i Forsmark.



Figur 9-1. *Fotomontage på anläggningsdelen för inkapsling av använt kärnbränsle bredvid befintligt Clab. De båda anläggningarna ska drivas som en integrerad anläggning, benämnd Clink.*

På markytan kommer utrymmen för process, service och transporter att finnas, figur 9-2. Under mark inryms bland annat en bassängdel med lägsta botten cirka 15 meter under markplanet. Bassängdelen kommer att ligga ovanför de djupare liggande bergrum som inrymmer Clabs förvaringsbassänger.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen



Figur 9-2. *Disposition av byggnader för Clink.*

Under *uppförandeskedet* av inkapslingsdelen av Clink kommer ett markområde att jämnas av genom sprängning och utfyllnad för att skapa ett etableringsområde. Området kommer att lokaliseras väster om planerat läge för inkapslingsdelen och inrymma platskontor, manskapsbodar, verkstäder, upplagsytor och parkering. För inkapslingsdelens bassänger behöver ett djupare bergschakt sprängas ut.

Uppförandet beräknas ta fem år och kommer att ske parallellt med driften av Clab. Alla bergarbeten görs första året, år 2022 enligt nuvarande tidsplan. Totalt beräknas 39 000 kubikmeter fast berg sprängas ut. Massorna kommer att behövas som ballast i betong och fyllnadsmassor för uppförandet. De planeras att transporteras till ett bergupplag, med krossanläggning, på Bockstrupen för krossning och betongproduktion (Lönnblad 2015).

Under *driftskedet* kommer mottagande och mellanlagring av använt kärnbränsle att fortsätta parallellt med inkapsling och transport till Kärnbränsleförvaret. Under driftskedet kommer Oskarshamns kärnkraftverk att rivas. Det innebär att förutsättningarna för vattenomsättningen i recipienten och strömförhållandena ändras genom att kylvattenströmmen från kärnkraftverket minskar vartefter reaktorerna tas ur drift, för att till slut upphöra. Oskarshamn 2 är redan tagen ur drift, se avsnitt 9.2.1.

Clink ska *avvecklas* när allt använt kärnbränsle som mellanlagrats i anläggningen har kapslats in och skickats till Kärnbränsleförvaret. Avvecklingen kan komma att innebära, att:
1. Byggnader och mark friklassas för att sedan kunna användas för andra ändamål.
2. Anläggningen friklassas och rivs till cirka en meter under marknivå. Friklassat rivningsmaterial används som återfyllning, i första hand av inkapslingsdelens undermarksdelar, eller
3. Rivning sker till ”green field”, vilket innebär att allt tillfört material tas bort. Om undermarksdelen behöver återfyllas sker detta med bergkross.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

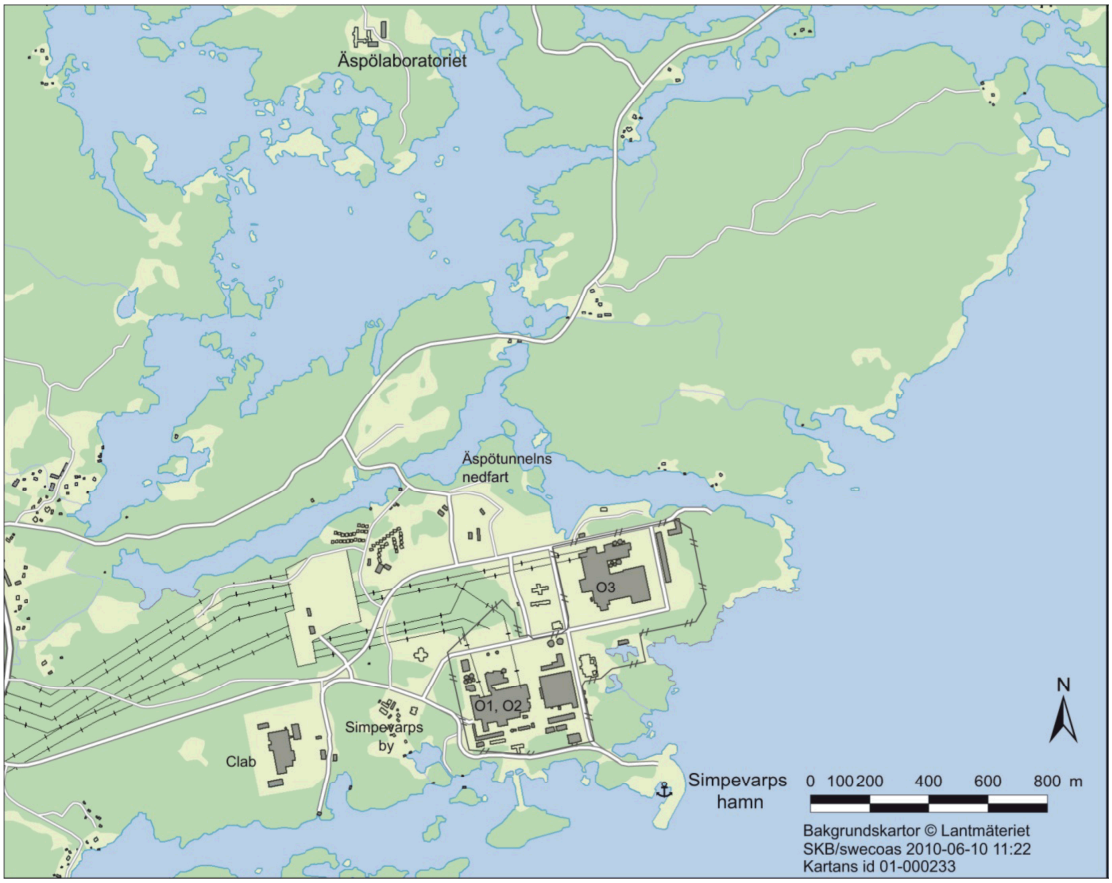
Vattenmiljöer i Simpevarp kan komma att påverkas under uppförandet av inkapslingsdelen, men även driften av Clink kan ge en viss påverkan. Det är endast under uppförandet av inkapslingsdelen som utsläpp av kvävehaltigt vatten (från användning av sprängmedel och sprängningar) via länshållningsvatten sker. I övrigt innebär uppförandet inkapslingsdelen och driften av Clink följande:

- Utsläpp av övriga ämnen (förutom kväve) via länshållningsvatten och dagvatten.
- Uppkomst av spillvatten.
- Utsläpp av kylvatten.
- Eventuella utsläpp till vatten i samband med olyckor (miljörisker) och brand.

De uppkomna vattenströmmarna kommer att renas på olika sätt (se avsnitt 11.2). I Clab finns ett system för att ta emot och behandla vatten från kontrollerat område, golvdränage och processvatten, så att det återanvänds i processen eller släpps ut i kylvattenkanalen (Möller et al. 2015). Dessa system kommer på motsvarande sätt att ta emot och behandla vatten från kontrollerade områden i inkapslingsdelen.

9.2 Övriga verksamheter

På Simpevarpshalvön finns, förutom Clab, ett flertal andra byggnader och anläggningar, figur 9-3. De största byggnaderna är Oskarshamnsverkets tre kärnkraftsreaktorer: O1, O2 och O3. På halvöns norra del finns tunnelpåslaget till SKB:s berglaboratorium Äspölaboratoriet, vars ovanmarksdel är belägen på Äspö. Äspölaboratoriet är SKB:s anläggning för forskning, utveckling och demonstration av slutförvaring för använt kärnbränsle.



Figur 9-3. *Lokalisering av verksamheterna på Simpevarpshalvön.*

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

9.2.1 Oskarshamns kärnkraftverk

På Simpevarpshalvön ligger Oskarshamns kärnkraftverk med tre reaktorer, som drivs av Oskarshamn Aktiebolag (OKG). Till kraftverket hör flera kringverksamheter, bland annat kraftledningar, ett reningsverk, ett markförvar för lågaktivt avfall (MLA) och ett bergrum för torr mellanlagring av långlivat låg- och medelaktivt avfall (BFA). Under 2015 togs beslut att reaktorn O1 ställs av vid halvårsskiftet 2017 och att O2 som ställts av för ombyggnad inte kommer att återstartas. För O3 är den planerade drifttiden 60 år, det vill säga fram till cirka 2045.

Oskarshamnsverken tar in kylvatten söder om Simpevarpshalvön. Kylvattnet värms upp med cirka 12,5 grader innan det släpps ut i viken Hamnefjärden, figur 11-1. Kylvattenintaget har en kapacitet på 110 m^3/s. Det uppvärmda kylvattnet orsakar vid de vanligaste väderförhållandena en temperaturhöjning i havet med en grad eller mer i ett område på cirka 15 kvadratkilometer (Ehlin et al. 2009). Kylvattenutsläppet orsakar även en kraftig ström som påverkar utspädningen av renat spillvatten.

Simpevarps hamn är belägen söder om O1 och O2. Hamnen är anpassad för SKB:s och Oskarshamnsverkets transporter av tungt gods. SKB:s fartyg m/s Sigrid trafikerar hamnen regelbundet. Från hamnen leder en väg som är speciellt anlagd för tung trafik, till Oskarshamnsverket och till Clab.

Servicefunktionerna vid Oskarshamnsverket svarar för en stor del av Clabs tekniska försörjning såsom elkraft, reningsverk, släckvatten.

9.2.2 OKG:s reningsverk

OKG driver ett avloppsreningsverk på Simpevarpshalvön med en kapacitet på 1 900 personekvivalenter. Vid avloppsreningsverket renas sanitärt avloppsvatten från OKG:s verksamhet och från Clab. Reningsstegen består av mekanisk avskiljning, luftning, sedimentation, kemisk fällning med hjälp av aluminiumsulfat och slutsedimentering. Det renade vattnet pumpas sedan via en ledning ut i Hamnefjärden, figur 11-1, där även kylvattnets utsläppspunkt är. Slammet skickas till Figeholms reningsverk för avvattning (Lönnblad 2015). Reningsverket medför utsläpp av kväve- och fosforhaltigt vatten till Hamnefjärden.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

10 Platsen och miljöförhållanden i vattenområden

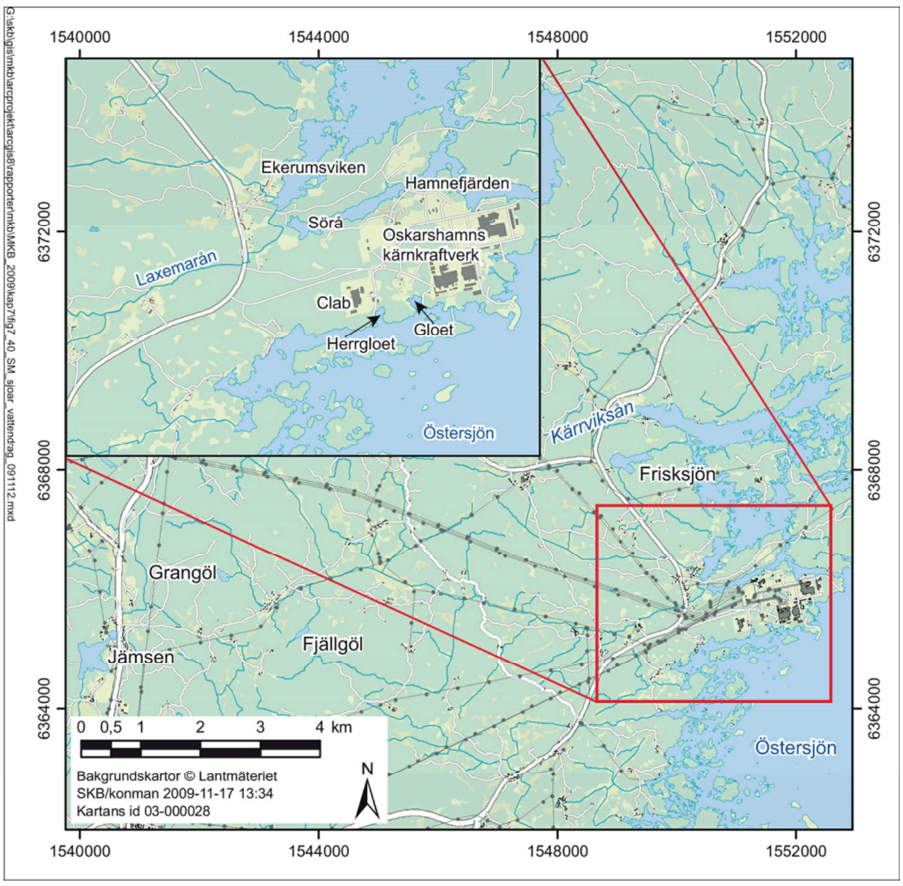
I det här kapitlet beskrivs området kring Clab och miljöförhållandena i vattenområdena som grund för konsekvensbedömningarna för utsläppen av olika ämnen från SKB:s verksamhet.

10.1 Områdesbeskrivning

Området runt Clab utgörs huvudsakligen av industriområde och i övrigt av angränsande skogsområde som domineras av hällmarkstallskog. Skogen hyser inga höga naturvärden utom enstaka äldre träd med framtidsvärden.

Skärgården i öster har en rik och omväxlande vegetation, från de yttersta skären där nästan enbart lavar kan växa, via gräs- och örtbevuxna öar till olika typer av skog på de större öarna. Skärgården har ett rikt fågelliv och de flesta vegetationsklädda bottnarna är viktiga lekplatser för många fiskarter. Övergödning är ett generellt problem i Kalmar läns kustvatten och förhöjda halter av näringsämnen, i synnerhet fosfor, förekommer längs hela kusten (Kalmar läns kustvattenkommitté 2011).

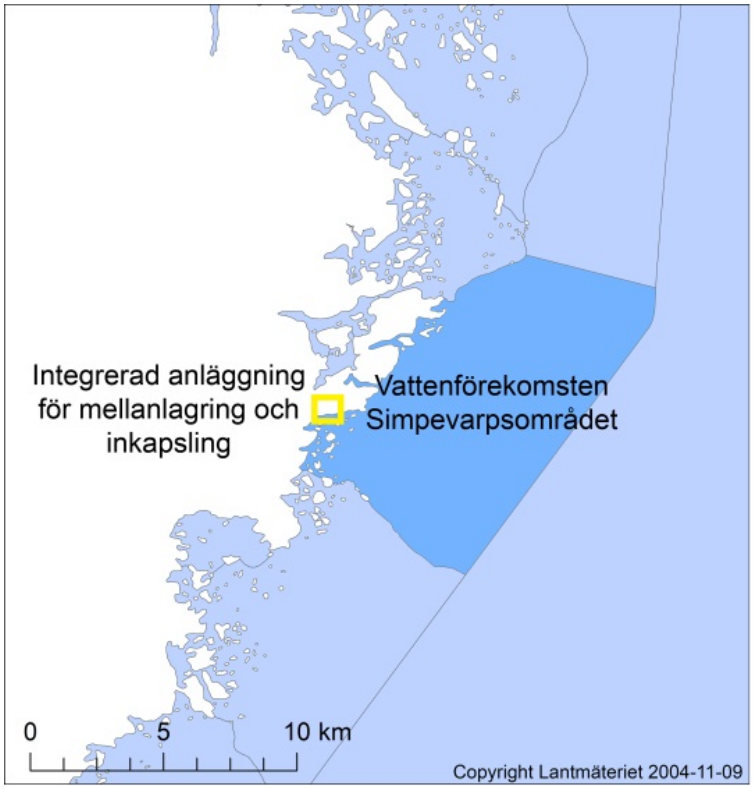
Strax sydost om Clab finns Herrgloet, en cirka 0,01 kvadratkilometer stor vik som bedömts hysa naturvärden av lokalt intresse, figur 10-1. Herrgloet är en relativt grund och öppen havsvik vars vattenomsättning påverkas av kärnkraftverkets kylvattenintag. Viken är även recipient för dagvatten från Clab.



Figur 10-1. *Sjöarna i Laxemar/Simpevarpsområdet.*

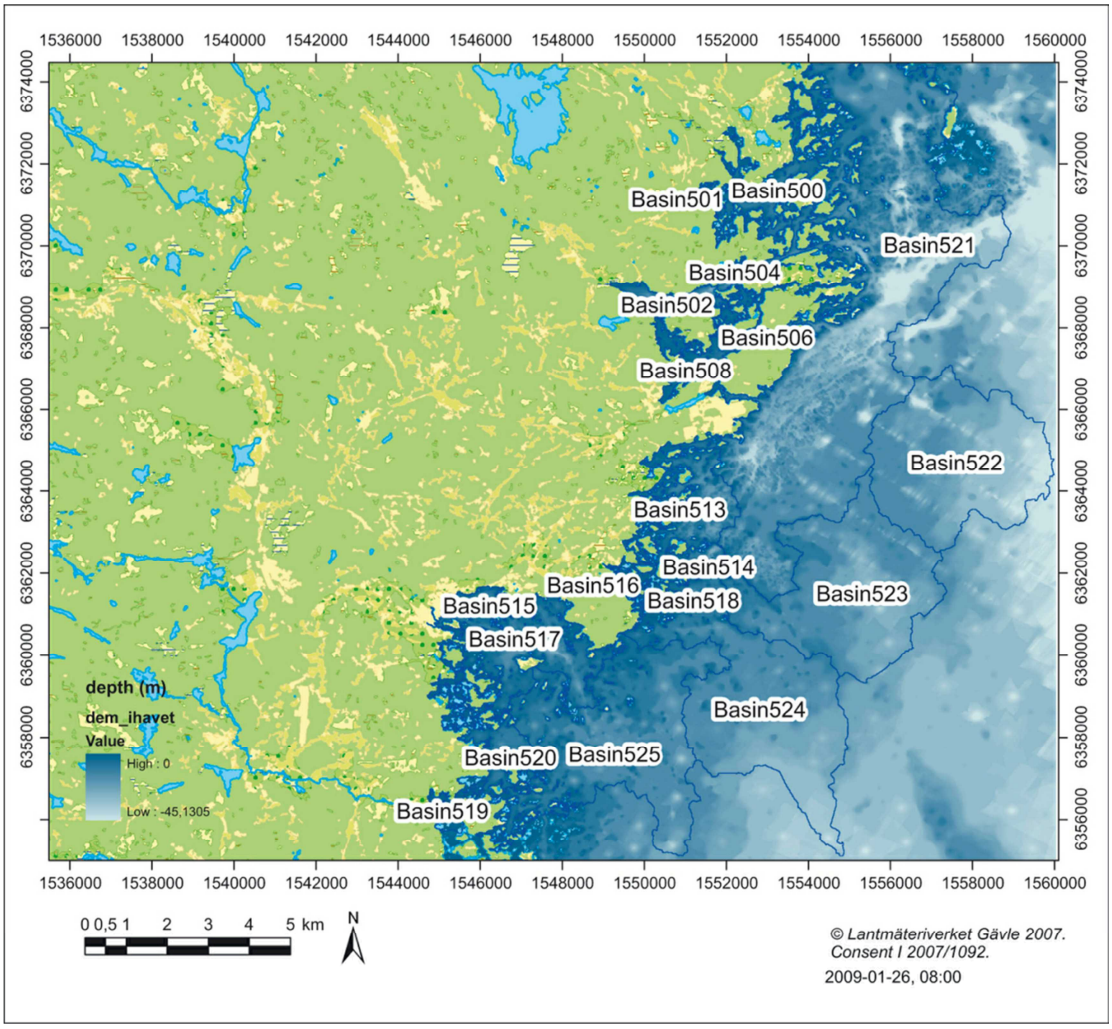
PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Inkapslingsdelen planeras att förläggas i anslutning till Clab i Simpevarp inom vattenförekomsten Simpevarpsområdet (SE572500-164500), se figur 10-2. Vattenförekomsten karaktäriseras av stort vattenutbyte med omgivande hav. Omsättningstiden för Simpevarpsområdet som helhet har uppskattats till mindre än fyra dagar och andelen utsjövatten utgör alltid mer än 98 procent (SMHI 2016). Enligt uppgifter i Wijnbladh et al. (2008) kan vattenomsättningen i mindre delbassänger närmare kusten antingen vara större eller mindre beroende på hur exponerad bassängen är. I bassängerna 513, 514 och 521 (figur 10-3) är den genomsnittliga åldern hos vattnet i bassängerna betydligt mindre än en dag, medan den är cirka tio dagar i bassäng 516. Utsläppspunkten från Clink ligger i bassäng 521.



Figur 10-2. *Vattenförekomsten Simpevarpsområdet i förhållande till lokaliseringen av Clink.*

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen



Figur 10-3. *Bassängindelning i havet utanför Simpevarp.*

10.2 Halter av näringsämnen i havet utanför Simpevarp

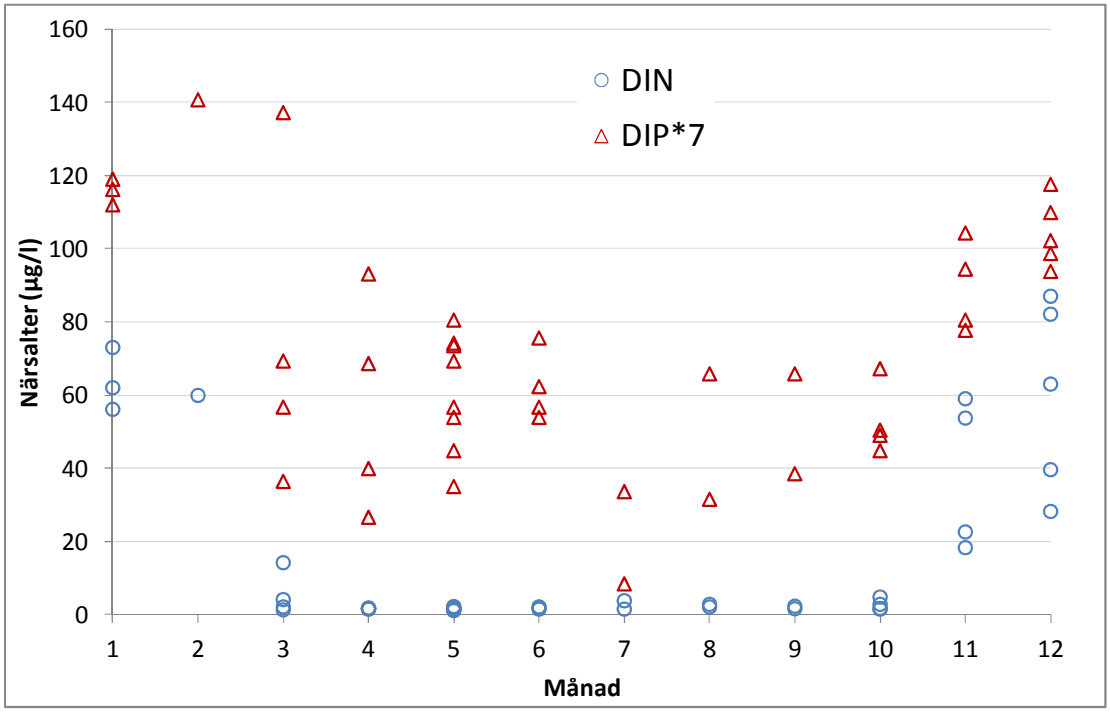
På grund av det stora vattenutbytet med havet, bestäms halterna av närsalter utanför Simpevarp till största delen av halterna i omgivande hav. Totalhalterna av kväve och fosfor är relativt konstanta över året enligt tabell 10-1 (300 µg/l respektive drygt 20 µg/l). De oorganiska närsaltfraktionerna (DIN och DIP) varierar dock kraftigt över året, vilket framgår av figur 10-4. Variationsmönstret över året tyder på att kväve är det tillväxtbegränsande ämnet under april till september, vilket innebär att ökad tillförsel av kväve under denna period ökar tillväxten av växtplankton och bottenvegetation.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Tabell 10-1. Medelvärden, standardavvikelse (stdav) och antal observationer (n) för provtagna parametrar i ytvattnet vid Kråkelund (PSM002060) och Ekö (PSM002061) under perioden 2002–2006. NH4N = ammoniumkväve, NOXN = nitrat och nitritkväve, DIN = NH4N+NOXN, PON = partikulärt organiskt kväve, TN = totalkväve, DIP = löst oorganiskt fosfor, POP = partikulärt organiskt fosfor, TP = totalfosfor, ChlA = klorofyll A.

Variabel		Årliga värden			Sommar (jun-sep)			Vinter (jan-feb)		
	enhet	medel	stdav	n	medel	stdav	n	medel	stdav	n
NH4N[A]	µg/l	4,7	6,4	42	1,8	0,8	9	6,1	4,2	4
NOXN[A]	µg/l	13	21	42	0,4	0	9	57	6,2	4
DIN[A]	µg/l	18	27	42	2,2	0,7	9	63	7,3	4
PON	µg/l	23	15	41	37	22	10	8,7	4,0	3
TN	µg/l	291	35	43	321	34	10	304	26	4
DIP	µg/l	10,2	4,4	43	7,0	2,9	10	17,0	1,8	4
POP	µg/l	4,2	3,1	43	6,4	3,1	10	1,3	0,6	4
TP	µg/l	21	3,1	43	21	3,2	10	24	2,2	4
DIN/DIP		16	33	42	0,4	0,1	9	58	24	4
TN/TP		14	2,4	43	16	2,5	10	13	1,8	4
PON/POP		6,0	3,5	43	5,6	1,4	10	5,0	3,6	4
ChlA	µg/l	1,1	0,9	43	1,7	1,2	10	0,3	0,1	4

A - Outlier struken 2003-06-23



Figur 10-4. *Halter av löst oorganiskt kväve (DIN) och löst oorganisk fosfor (DIP) i havet vid Kråkelund (PSM002060) och Ekö (PSM002061). Observera att koncentrationerna av DIP i figuren är multiplicerade med 7 för att visualisera den relativa koncentrationen i förhållande till algernas kvävebehov (Redfield). Den närsaltskurva som ligger högst visar på ett relativt överskott av det ämnet.*

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

10.3 Källor till kväve i Simpevarpsområdet

Inflödet av kväve från omgivande vattenförekomster utgör den största källan till vattenförekomsten Simpevarpsområdet (35502 ton/år), följt av atmosfärisk deposition på vattenytan (59 ton/år) och tillförsel från land (6,5 ton/år). Av tillförseln från intilliggande landområde utgör direktutsläpp från punktkällor den största delen (3,7 ton), följt av diffust läckage från skogsmark (1,8 ton/år), jordbruksmark (0,3 ton/år) och urbana områden och dagvatten (0,3 ton/år). För fosfor är fördelningen mellan de olika källorna ganska likartad den för kväve, men med undantag för atmosfärisk deposition som utgör en relativt sett mindre del av den totala tillförseln av fosfor (SMHI 2016).

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

11 Utsläpp av kväve från SKB:s verksamhet i Simpevarp

Det här kapitlet beskriver hur mycket kväve som berguttaget för uppförandet av inkapslingsdelen av Clink beräknas ge upphov till samt utsläppspunkter för kväveutsläppet. Se även avsnitt 4.1, Kvävets ursprung.

11.1 Antaganden för beräkningar

Etableringen av Clink innebär sprängning av nya tunnlar i anslutning till befintligt Clab samt mindre sprängningar på markytan för att jämna ut marken när anläggningens skyddsstängsel flyttas. Förutsättningarna för beräkningar av kväveutsläpp i samband med sprängningar skiljer sig, beroende på om de sker från markytan eller under mark:

I beräkningar av kväveutsläpp i samband med sprängning *från markytan* har antagits följande:

- Åtgång sprängmedel: 0,8 kilogram per kubikmeter teoretiskt fast berg
- Kväveinnehåll i sprängmedel: 27 viktprocent
- Sprängmedelförluster i samband med sprängning: 3 procent

I beräkningar av kväveutsläpp i samband med sprängning *under mark* har antagits följande:

- Åtgång sprängmedel: 2,2 kilogram per kubikmeter teoretiskt fast berg
- Kväveinnehåll i sprängmedel: 27 viktprocent
- Sprängmedelförluster i samband med sprängning: 10 procent

För sprängningar både från markytan och under mark antas de vattenlösliga kvävefraktionerna som finns kvar i berget och bergmassor fördelas så att 50 procent av kvävet följer med sprängmassorna, medan resterande 50 procent finns kvar i berget och sprids vidare till omgivande mark eller späds ut med inläckande grundvatten för att sedan pumpas ut med länshållningsvattnet.

Antagandena om åtgång av sprängmedel, andelen spill och fördelningen av kväve mellan länshållningsvatten och sprängstensmassor är försiktiga, det vill säga beräkningarna leder till större utsläpp av kväve än vad som bedöms ske i verkligheten, se avsnitt 4.2.1.

11.2 Kvävekällor – uppförande och drift av Clink

Sprängning och uttag av bergmassor för uppförandet av inkapslingsdelen av Clink kommer att ske på från markytan och under mark. Totalt beräknas 39 000 kubikmeter fast berg sprängas ut. Uttaget av fast berg från sprängningar *från markyta* uppskattas till 27 000 kubikmeter, varav 11 000 kubikmeter kommer från anläggande av hanteringsbassängen för inkapslingsdelen av Clink, 13 000 kubikmeter från markarbeten för uppförande av inkapslingsbyggnaden och övriga byggnader. När anläggningens skyddsstängsel flyttas tillkommer 3 000 kubikmeter.

Uttaget av fast berg från sprängningar under mark uppskattas till 12 000 kubikmeter. Dessa tillkommer i samband med sprängning av nya tunnlar i anslutning till Clabs bassänger.

Knappt 450 kilogram kväve kommer att följa med sprängstensmassorna. Massorna kommer att behövas som ballast i betong och fyllnadsmassor för uppförandet av inkapslingsdelen. De planeras att transporteras till ett bergupplag, med krossanläggning, på Bockstrupen för krossning och betongproduktion (Lönnblad 2015). Bergupplaget ägs av OKG och befintlig krossverksamhet drivs på entreprenad. Eftersom verksamheten vid bergupplaget inte ingår i ansökan och drivs av en annan verksamhetsutövare beskrivs inte konsekvenserna av denna verksamhet.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Under uppförandet av inkapslingsdelen bedöms följande källor kunna tillföra kväve till vattenrecipienten:

- **Länshållningsvatten.** Baserat på ett berguttag på 24 000 kubikmeter för bassänger till inkapslingsdelen och uppförandet av byggnader samt ett uttag på 12 000 kubikmeter för nya tunnlar och med de beräkningsförutsättningar som redovisas i avsnitt 11.1, beräknas den totala mängden kväve som tillförs länshållningsvattnet uppgå till knappt 450 kilogram.

  Länshållningsvattnet kommer efter sedimentation och oljeavskiljning att släppas ut i havet i direkt anslutning till anläggningen, figur 11-1.

- **Dagvatten.** Dagvatten från hårdgjorda ytor leds via ledning i mark och släpps ut söder om anläggningen, figur 11-1. Dagvattenflödet från Clink beräknas uppgå till 27 500 kubikmeter per år, vilket i genomsnitt motsvarar mindre än en liter per sekund. Kvävetillförseln via dagvatten har beräknats till 49 kilogram per år (Stråe 2009).

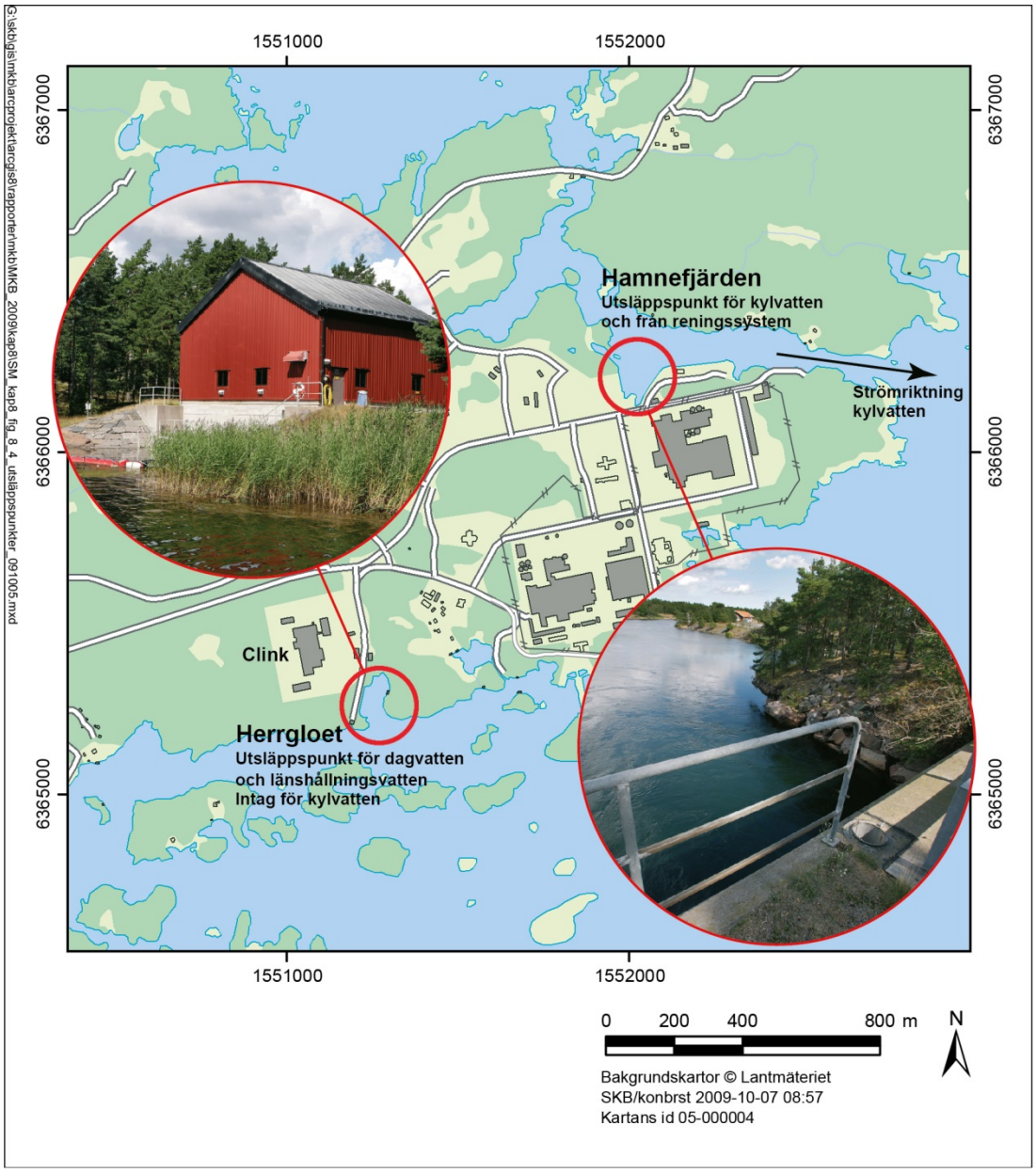
  Dagvattnet från Clink kommer att huvudsakligen att omhändertas enligt principen om lokalt omhändertagande av dagvatten (LOD). De delar som inte gör det kommer, efter att ha passerat en sedimentations-/utjämningsdamm, släppas ut tillsammans med länshållningsvattnet, se figur 11-1.

- **Spillvatten**. Spillvatten renas i OKG:s reningsverk innan det släpps ut utanför havsviken Hamnefjärden norr om anläggningen, figur 11-1. Mängden spillvatten som avleds från Clab är i dag cirka 32 kubikmeter per dygn. Kvävetillförseln via spillvatten bedöms sakna betydelse för vattenmiljöerna.

- **Diffusa utsläpp**. För sprängningarna med anledning av flytt av skyddsstängslet kommer utsläppen att ske diffust till omgivande mark, eftersom det inte insamlas något länshållningsvatten. Diffusa kväveutsläpp i samband med flytt av skyddsstängsel uppskattas uppgå till tio kilogram kväve, vilket bedöms vara försumbart.

Under driftskedet av Clink kommer fortfarande små mängder av kväve att lämna anläggningen via dagvatten och spillvatten. Tillförseln av kväve via länshållningsvatten och diffusa utsläpp från tidigare markarbeten antas ha upphört under driftskedet. Sammantaget bedöms därför tillförseln av kväve vara försumbar under driftskedet och effekterna utreds därför inte vidare.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen



***Figur 11-1**. Punkter för utsläpp till recipient. Kylvattnet från Clink släpps ut i Herrgloet och kylvattnet från kärnkraftverket släpp ut i Hamnefjärden.*

11.3 Haltförhöjning i vattenrecipienten

Kväveutsläppen som orsakas av uppförandet av Clink beräknas uppgå till knappt 450 kilogram under det år som uppförandet sker. Under driftskedet kommer de årligen utsläppta mängderna att vara försumbara.

Utsläppet av länshållningsvatten kommer att ske sydost om nuvarande anläggning, där även dagvatten från Clab och Clink släpps (figur 11-1). På grund av kylvattenflödet till kärnkraftverken sker en kraftig vattenomsättning vid utsläppspunkten vilket leder till snabb utspädning av de utsläppta kvävemängderna. En stor andel av kvävet bedöms ledas till kylvattenintaget för vidare transport med kylvattenflödet via Hamnefjärden och vidare till öppet hav.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Figur 11-2. *Vattenströmmar kring Clink. De blå pilarna representerar inflödet av kylvatten via två sund (gulmarkerade) och den blå cirkeln kylvattenintaget till kärnkraftverken. Den röda pilen representerar kylvattenutflödet via Hamnefjärden. Den röda punkten visar kväveutsläppets ungefärliga läge samt kylvattenintaget till Clab. Det grönmarkerade området representerar det avgränsade närområde som bedöms påverkas mest av utsläppen.*

Om den utsläppta mängden kväve antas fördelas över hela vattenförekomsten Simpevarpsområdet till följd av den stora vattenomsättningen blir haltförhöjningen[6] i genomsnitt cirka 0,005 µg/l, vilket motsvarar en ökning av totalkvävekoncentrationen med 0,002 procent.

På grund av det dominerande kylvattenflödet bör den lokala haltförhöjningen framförallt begränsas till området direkt utanför utsläppspunkten, innan vattnet når kylvattenintaget (grönmarkerat område i figur 11-2). Om kylvattenflödet i sunden in till kylvattenkanalen antas fördelas i proportion till bredden på de tre sunden (gulmarkerade) blir flödesandelarna från väster räknat 27, 30, respektive 43 procent. Eftersom två av kärnkraftsreaktorerna kommer att tas ur drift innan uppförandet av inkapslingsdelen påbörjas kommer kylvattenflödet att vara lägre jämfört med maximalt flöde på 110 m^3/s. Om det totala kylvattenflödet antas vara 50 m^3/s blir flödesandelen i det västra sundet 14 m^3/s. Det innebär att vattenvolymen[7] hos det grönmarkerade området borde omsättas på cirka 0,2 dygn om hela vattenomsättningen försiktigt antas ske via det västra sundet. Om det årliga kväveutsläppet fördelas i vattenvolymen som årligen passerar detta vattenområde via det västra sundet innebär det en genomsnittlig haltförhöjning på 1 µg/l. Efter omblandning med resterande kylvatten blir haltförhöjningen vid kylvattenutsläppet i Hamnefjärden 0,3 µg/l. Denna halt minskar snabbt genom utspädning i den öppna vattenmassan och närmar sig successivt genomsnittet för vattenförekomsten på 0,005 µg/l.

Om kylvattenflödet skulle upphöra helt blir den lokala haltförhöjningen större. Om det grönmarkerade närområdet då antas ha en omsättningstid motsvarande bassäng 516 i figur 10-3 på 10 dagar, medför det att den genomsnittliga haltförhöjningen blir i storleksordningen 50 µg/l vid ett utsläpp av knappt 450 kilogram kväve per år.

[6] Beräknat utifrån vattenförekomstens volym på 1,3 km^3 (SMHI 2016) och omsättningstiden fyra dygn.

[7] Volymen har uppskattats till 250 000 m^3 under antagandet att medeldjupet i området är två meter.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

12 Övrig påverkan på vattenmiljöer

Kylning av bassängerna i Clab ger upphov till uppvärmt kylvatten. Utöver kväve som behandlas separat i kapitel 11 förväntas även mindre mängder av tungmetaller, suspenderat material, olja, polycykliska aromatiska kolväten samt näringsämnet fosfor tillföras omgivande vattenområden via länshållningsvatten, dagvatten och spillvatten.

12.1 Utsläpp av kylvatten

Kylning av bassängerna i Clab ger upphov till uppvärmt kylvatten som tillsammans med kylvattnet från kärnkraftverket, släpps ut i Hamnefjärden norr om anläggningen, figur 11-1. I genomsnitt släpptes det under 2013 ut 0,14 kubikmeter havsvatten per sekund från Clab (Lönnblad 2015). Enligt dimensionerande kapacitet och flöde värms kylvattnet upp med cirka sju grader vid Clab. Detta kan jämföras med utsläppen från kärnkraftverket där ungefär 96 kubikmeter kylvatten per sekund släpps ut med en temperaturhöjning på 12,5 grader.

Under driftskedet kommer kylvattnet från Clink att fortsatt släppas ut i Hamnefjärden. När inkapslingsdelen av Clink kopplas på Clabs kylsystem förväntas ökningen av kylvattentemperaturen uppgå till högst en grad, det vill säga totalt cirka åtta grader. Jämfört med den totala värmeenergin som avges via kylvatten från kärnkraftverket utgör tillskottet från Clink cirka en tusendel.

Utsläppet av kylvatten från Clink skulle kunna samverka med utsläppet av uppvärmt kylvatten från det intilliggande kärnkraftverket och kan därigenom ge upphov till kumulativa effekter. Utsläppen från Clink utgör dock en så liten del av det totala kylvattenutsläppet att det kan anses försumbart. Efter avstängningen av reaktorerna kommer Clink att ensamt svara för utsläpp av kylvatten till Hamnefjärden, men efter hand kommer värmeavgivningen från Clink att minska, allt eftersom det använda kärnbränslet kapslas in och transporteras till Kärnbränsleförvaret.

12.2 Utsläpp av övriga ämnen

Uppförande av inkapslingsdelen av Clink medför att nya avrinningsytor för *dagvatten* tillkommer i form av takytor och hårdgjorda ytor. Takvatten har vanligen lågt föroreningsinnehåll och kan jämföras med vanligt regnvatten. Kvaliteten på vattnet som alstras på den nya hårdgjorda ytan kan härledas till förekommande aktiviteter. Kring inkapslingsdelen förekommer sparsamt med trafik, varför dagvattnet förväntas ha relativt lågt föroreningsinnehåll. Baserat på årsnederbörd och den yta som verksamhetsområdet för inkapslingsdelen av Clink upptar, beräknas dagvattenflödet uppgå till cirka 4 500 kubikmeter per år. Dagvattenflödet från den yta som verksamhetsområdet för Clab upptar, beräknas uppgå till 23 000 kubikmeter per år och dagvattenflödet för Clink blir därmed 27 500 kubikmeter per år (SKB 2010).

Dagvattnet från Clink kommer att huvudsakligen att omhändertas enligt principen om lokalt omhändertagande av dagvatten (LOD). Vattnet från västra delen av Clabs huvudbyggnad planeras att överföras till inkapslingsdelen system, medan vattnet från övriga delar planeras att ledas till en sedimentations-/utjämningsdamm och därefter vidare ut i Östersjön vid Herrgloet tillsammans med länshållningsvattnet, se figur 11-1. Oljeavskiljare kommer att installeras i anslutning till de delar där olja hanteras (SKB 2010).

Mängden dagvatten som uppkommer från den yta som tas i anspråk under uppförandeskedet har utifrån årsnederbörden beräknats till 12 kubikmeter per dygn och omhändertas enligt LOD.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Den mängden dagvatten som tillförs recipienten bedöms bli mycket liten och påverkan på recipienten bedöms som försumbart.

Spillvatten kommer att renas i OKG:s reningsverk före utsläpp i havsviken Hamnefjärden. Mängden spillvatten som kommer att släppas ut från inkapslingsdelen av Clink är beräknat till 1,5 kubikmeter per dygn. Den totala mängden spillvatten som uppstår vid Clink blir då cirka 34 kubikmeter per dygn. Inkapslingsdelens bidrag bedöms vara så litet att det inte påverkar utsläppen från reningsverket. Efter att reaktorerna i Oskarshamnsverket stängts av kan alternativa lösningar för rening av spillvatten bli aktuella, eftersom Clinks behov är små i proportion till OKG:s behov.

Länshållningsvattnet kommer utöver de kväverika sprängämnesrester som redan diskuterats, även innehålla oljespill och suspenderat material och planeras därför att behandlas genom sedimentation och oljeavskiljning. Länshållningsvatten från icke kontrollerade delar av anläggningen under mark, kan med fördel ledas till Clabs dagvattendamm vid Herrgloet och på så sätt tillföra en stadig ström av vatten, vilket förhindrar stagnation och syrebrist.

Clink ska rivas när allt använt kärnbränsle som mellanlagrats i anläggningen har kapslats in och skickats till Kärnbränsleförvaret och alla härdkomponenter har transporterats bort för lagring på avsedd plats. Tidsplanen för avveckling och rivning är kopplad till när sista kärnkraftverket tas ur drift samt till tillgängligheten för mellan- och slutförvar för radioaktivt avfall. I och med avvecklingsskedets slut så upphör påverkan på vattenmiljöer.

12.3 Miljörisker

Clink medför huvudsakligen miljörisker i samband med uppförandeskedet och riskbilden skiljer sig i väsentlighet inte från de risker som förekommer vid varje stort byggprojekt (Magnusson et al. 2009). Risk har definierats som en kombination av sannolikhet och konsekvens för ett oönskat utfall och de större riskerna utgörs av utsläpp av olja, diesel eller andra ämnen inom byggområdet. Oljeutsläpp kommer att förebyggas genom regelbundna arbetsplatsbesiktningar av arbetsfordon och lastbilar. Dieseltankar placeras på hårdgjord yta med invallning och utrustas med överfyllnings- och påkörningsskydd. Om ett utsläpp ändå skulle ske kommer det att finnas beredskap för detta på arbetsplatsen, till exempel genom att absorptionsmedel finns tillgängligt.

Den risk som närmast berör vattenmiljöer är ett haveri på OKG:s reningsverk. Risken för ett haveri under anläggningens livstid har bedömts som mycket sannolik, men ett sådant haveri skulle om det inträffade ge relativt små konsekvenser.

Även utsläpp av släckvatten vid en eventuell brand utgör en miljörisk. Släckvattnet kan förväntas vara starkt förorenat. Ett utsläpp innebär dock endast en kortvarig påverkan på en recipient med stor vattenomsättning. Eventuellt släckvatten tillförs till dagvattensystemet för lokalt omhändertagande av dagvatten. Med den lösningen som SKB föreslår för hanteringen av dagvatten från Clab och Clink finns det goda förutsättningar för att hindra att släckvatten når recipienten orenat. Med enkla åtgärder (sandsäckar) kan man dämma vid utloppet av dammen och därmed skapa en större reservoar. Dessutom är recipienten stor (tålig) och det finns ytterligare möjligheter att installera en läns i Herrgloet för att vid behov begränsa spridning av släckvattnet till omgivningen.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

13 Konsekvensbedömning

I detta kapitel presenteras en bedömning av de konsekvenser för den marina miljön i Simpevarpsområdet som kan uppstå till följd av uppförandet av inkapslingsdelen och driften av Clink. Bedömningen omfattar konsekvenserna av påverkan från framförallt kväve som tillförs vattenområdena via länshållningsvatten och spillvatten. Konsekvensbedömningen görs mot relevanta miljökvalitetsmål och miljökvalitetsnormer. Därutöver görs en bedömning av lokala effekter kring utsläppspunkterna.

De potentiella utsläppen till vatten som identifierats i miljöriskanalysen (Magnusson et al. 2009) bedöms, om de skulle inträffa, inte ge några påtagliga effekter på varken miljökvalitetsmål eller miljökvalitetsnormer.

När kärnkraftsreaktorerna stängs och kylvattenflödet från dem upphör, kommer förhållanden i recipienten att återgå till de som var före etableringen av kärnkraftverket. Det återstående utsläppet av uppvärmt kylvatten från Clink är så litet och kommer endast marginellt att fördröja den förändringen.

13.1 Miljökvalitetsmål

Den enskilde verksamhetsutövaren ska bedöma om en planerad verksamhet påverkar möjligheten att uppfylla miljökvalitetsmålen, se även avsnitt 7.1.1. Det miljökvalitetsmål som SKB har identifierat som relevanta i relation till utsläppen av kväve från planerade verksamheter i Simpevarp är *Ingen övergödning.*

Uppförandet av inkapslingsdelen av Clink som innebär ett uttag av bergmassor och sprängämnesrester kommer att tillföra knappt 450 kilogram kväve till vattenmiljön under ett års tid. Denna mängd utgör mindre än en procent av de lokala källorna till vattenförekomsten Simpevarpsområdet (jämför avsnitt 10.3). Jämfört den totala kvävebelastningen på mer än 200 000 ton per år till egentliga Östersjön (HELCOM 2013) är utsläppet litet.

Den sammantagna bedömningen för uppförandet av inkapslingsdelen leder till slutsatsen att SKB:s verksamheter i Simpevarp bedöms vara försumbara i fråga om påverkan på möjligheterna att uppnå miljökvalitetsmålet *Ingen övergödning*.

13.2 Miljökvalitetsnormer

En bakgrund till varför en bedömning mot miljökvalitetsnormer görs finns i inledningen till avsnitt 7.2.

13.2.1 Klassning av ekologisk status och kemisk ytvattenstatus

Miljökvalitetsnormerna för ekologisk status i Simpevarpsområdet (SE572500-164500) fastställdes 2010 till ”god ekologisk status 2021”. I arbetsmaterialet från januari 2016 förslås dock normen ändras till ”god ekologisk status 2027”. Orsaken till den förlängda tidsfristen är att man hänvisar till det så kallade tidsundantaget på grund av att det inte anses vara tekniskt möjligt att nå målet till 2021 på grund av fysikaliska/naturgivna förutsättningar, se tabell 13-1.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Tabell 13-1. Fastställda miljökvalitetsnormer och statusklassningar för Simpevarpsområdet (Vattenmyndigheterna 2016).

Status och ingående kvalitetsfaktorer	Simpevarpsområdet (SE572500-164500)
Ekologiskt status	
Miljökvalitetsnorm (år 2021)	God
Klassificering (år 2010)	Måttlig
Biologiska kvalitetsfaktorer	
Växtplankton	Hög
Makroalger och gömfröiga växter	Hög
Bottenfauna	Måttlig
Fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer	
Ljusförhållanden (siktdjup)	God
Syrgasförhållanden	Hög
Näringsämnen	Måttlig
Särskilda förorenande ämnen (zink)	Ej klassad
Kemisk ytvattenstatus	
Miljökvalitetsnorm (år 2015)[2]	God
Klassificering (år 2010)	God

[2] Miljökvalitetsnormen för kemisk ytvattenstatus har fastställts till ”God kemisk ytvattenstatus 2015”, men med undantag för kvicksilver och kvicksilverföreningar, samt bromerad difenyleter.

År 2009 var den fastställda sammantagna bedömningen ”måttlig ekologisk status”, vilken även kvarstår i arbetsmaterialet 2013. Vattenmyndighetens motivering till klassningen var:

> *Den sammanvägda ekologiska statusen i Simpevarpsområdet har bedömts vara måttlig. Aktuell biologisk provtagning baseras på makroalger som visar på hög status under perioden 2009-2012. Bedömning av näringsämnen, baserat på mätdata, visar på måttlig till god status. Halterna och statusen för kväve ser ut att ha förbättrats (generellt hög status), medan halterna och status för fosfor är otillfredsställande. Syrgasförhållande bedöms utifrån modellerade data vara hög, klorofyll och siktdjup bedöms vara i hög och god status. Vattenförekomsten har bedömts påverkas i betydande grad av utsjövatten med höga halter av kväve och fosfor, och status i vattenförekomsten bedöms därför vara måttlig.*

13.2.2 Slutsatser om konsekvenser för miljökvalitetsnormer

Vattenförekomsten Simpevarpsområdet har klassats till måttlig ekologisk status. Denna klassning är dock inte motiverad utifrån kvävehalter i vattenförekomsten, utan baseras i första hand på näringsämnet fosfor. Samtidigt finns det andra faktorer i Vattenmyndighetens statusklassificering som tvärt emot indikerar god eller hög ekologisk status. Den tillfälliga haltförhöjningen över aktuell bakgrund för totalkväve på 0,002 procent, kommer endast mycket marginellt att påverka kväveflöden eller växtplanktonproduktion i vattenförekomsten som helhet. Utsläppen av näringsämnen bedöms därför inte ha någon reell påverkan på de kvalitetsfaktorer och parametrar som ingår i bedömningen av ekologisk status. Därmed bedöms verksamheten inte påverka förutsättningen att följa den beslutade miljökvalitetsnormen god ekologisk status år 2021.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

13.3 Lokala effekter vid utsläppspunkterna

Beräkningar visar att haltförhöjningen för löst oorganiskt kväve kan uppgå till knappt 1 µg/l i nära anslutning till utsläppspunkten för länshållningsvatten. Detta innebär en haltförhöjning över bakgrundshalten för totalkväve på 0,3 procent. Eftersom växtplanktonproduktionen är kvävebegränsad är det troligt att allt kväve relativt omgående omsätts till växtplankton. Växtplankton utgör en viktig del av partikulärt organiskt kväve (PON) och eftersom klorofyllkoncentrationen i det närmaste är proportionell mot PON under sommaren (Hjerne 2016) skulle den relativa klorofyllökningen därmed förväntas bli lika stor som för PON (1/37 = 3 %). Dessa förändringar är inte synbara och går inte i praktiken att detektera under det år som utsläppet varar.

Om kylvattenflödet från kärnkraftverket skulle upphöra helt under det år som kväveutsläppen sker skulle haltförhöjningen i närområdet (se grönmarkerat område i figur 13-3) till utsläppspunkten istället bli cirka 50 µg/l. Detta innebär en ökning av totalkvävehalten med cirka 17 procent, och det skulle medföra mer än en fördubbling av klorofyllhalten eftersom PON skulle öka från 37 till 90 µg/l. Denna temporära förändring i växtplankton (klorofyll) som skulle vara fullt synlig, skulle också påverka siktdjupet indirekt, vilket i sin tur skulle kunna medföra negativa effekter på bottenvegetationen under det aktuella året. Om hälften av haltökningen antas utgöras av ammoniumkväve, det vill säga 25 µg/l, innebär det en resulterande ammoniumkvävehalt på 27 µg/l med hänsyn tagen till bakgrundshalten under sommaren på 2 µg/l. Den resulterande toxiska ammoniakhalten i närområdet tangerar vid dessa nivåer referensvärdet på 0,66 µg/l (jämför avsnitt 6.2.4). Det är dock osannolikt att en stängning av samtliga reaktorer kommer att ske innan bygget av Clink påbörjas, eftersom den tredje reaktorn vid kärnkraftverket är planerad att vara i drift till cirka 2045. Om så skulle ske finns dock goda möjligheter för till exempel fisk att undvika de höga ammoniakhalterna genom korta förflyttningar inom området.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Referenser

Aquilonius K (red), 2010. The marine ecosystems at Forsmark and Laxemar-Simpevarp. SKB TR-10-03, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Berglund S, Lindborg T (red), 2015. Monitoring Forsmark – Evaluation and recommendations for programme update. SKB TR-15-01, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Blomqvist M, Krause-Jensen D, Olsson P, Qvarfordt S, Wikström S A, 2012. Potential eutrophication indicators based on Swedish coastal macrophytes. WATERS Report 2012:2, Havsmiljöinstitutet.

Blomqvist M, Wikström S A, Carstensen J, Qvarfordt S, Krause-Jensen D, 2014. Response of coastal macrophytes to pressures. WATERS Report 2014:2, Havsmiljöinstitutet.

Borgiel M, 2005. Forsmark site investigation. Benthic vegetation, plant associated macrofauna and benthic macrofauna in shallow bays and shores in the Grepen area, Bothnian Sea. Results from sampling 2004. SKB P-05-135, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Dahlgren S, Kautsky L, 2004. Can different vegetative states in shallow coastal bays of the Baltic Sea be linked to internal nutrient levels and external nutrient load? Hydrobiologia 514, 249–258.

Dalälvens Vattenvårdsförening, 2016. Mätprogram och mätdata respektive rapporter. Tillgänglig: http://www.dalalvensvvf.se/ [6 april 2016].

Ehlin U, Lindahl S, Neuman E, Sandström O, Svensson J, 2009. Miljöeffekter av stora kylvattenutsläpp. Erfarenheter från de svenska kärnkraftverken. Elforsk Rapport 09:79.

EU-domstolen, 2009. EU-domstolen (mål C‑438/07). Domstolens dom (tredje avdelningen) av den 6 oktober 2009.

EU-rådet, 1991. Rådets direktiv 91/271/EEG om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse.

Engqvist A och Andrejev O, 1999. Water exchange of Öregrundsgrepen - A baroclinic 3D-model study. SKB TR-99-11, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Göteborgs universitet, 2016. WATERS, Forskning om ekologiska bedömningsgrunder för vattenkvalitet. Tillgänglig: http://waters.gu.se/ [6 april 2016].

Harvey E T, Kratzer S, Walve J, Karlson B, 2015. The effect of optical properties on Secchi depth and implications for eutrophication management. I Harvey T. Bio-optics, satellite remote sensing and Baltic Sea ecosystems: applications for monitoring and management. Doktorsavh. Stockholms universitet.

Havs- och vattenmyndigheten, 2013. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten. (Uppdaterad 2015-05-01 och innefattar även ändringarna enligt HVMFS 2015:4.) Göteborg : Havs- och vattenmyndigheten.

HELCOM, 2013. Approaches and methods for eutrophication target setting in the Baltic Sea region, Available at: files/182/HELCOM 2013 – Approaches and methods for eutrophication target setting in the Baltic Sea region.pdf. [6 april 2016].

Hellman H, Jung S, 2015. Referenser avseende kväve från sprängningsverksamhet. SKBdoc 1451465 ver 1.0, Svensk Kärnbränslehantering AB.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Hellman H, Winnerstam B, 2014. Teknisk beskrivning av SFR – Befintlig anläggning och planerad utbyggnad. SKBdoc 1341767 ver 2.0, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Hjelm M, Johansson G, Persson J, 2012. Fiskrekrytering och undervattensvegetation i sex grunda havsvikar runt Forsmark och Furusund 2002–2008. Miljövårdsenheten, Länsstyrelsen i Uppsala län. (Länsstyrelsens meddelandeserie 2012:04).

Hjerne O, 2016. Effekter av kväveutsläpp i Forsmark. SKB R-16-11, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Jaanus A, Andersson A, Elenina I, Toming K och Kaljurand K, 2011. Changes in phytoplankton communities along a north-south gradient in the Baltic Sea between 1990 and 2008. Boreal Env. Res. 16(suppl. A), s.191–208.

Kalmar läns kustvattenkommitté, 2011. Sammanfattande rapport av recipientkontrollen i Kalmar läns kustvatten 2010.

Karlsson A, Eriksson C, Borell Lövstedt, C, Liungman O, Engqvist A, 2010. High-resolution hydrodynamic modelling of the marine environment at Forsmark between 6500 BC and 9000 AD. SKB R-10-09, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Leonardsson K, Blomqvist M och Rosenberg R, 2009. Theoretical and practical aspects on benthic quality assessment according to the EU-Water Framework Directive - examples from Swedish waters. Mar. Pollut. Bull. Vol.58, pp.1286-1296.

Länsstyrelsen Uppsala län, 2009a. Bevarandeplan för Natura 2000-område, Skaten-Rångsen. SE0210227. Dnr. 511-7778-04.

Länsstyrelsen Uppsala län, 2009b. Bevarandeplan för Natura 2000-område, Kallriga SE0210220. Dnr. 511-7778-04.

Lönnblad C, 2015. Teknisk beskrivning avseende förändringar i Clink och utökad mellanlagring (Bilaga K:24). SKBdoc 1469192 ver 1.0, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Magnusson M, Pettersson L, Øritsland A, 2009. Miljöriskanalys för Clab, inkapslingsanläggning och slutförvarsanläggning. SKB P-09-78, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Malmlund A, 2010. Avstämning mot miljökvalitetsmål och folkhälsomål. Structor Miljöbyrån Stockholm AB. SKB P-10-31, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Miljömål, 2016. Miljömålsportalen. Tillgänglig: http://www.miljomal.se/ [15 augusti 2016].

Molin J, 2013. Komplettering avseende vattenhantering och vattenverksamhet vid ett Slutförvar för använt kärnbränsle i Forsmark. SKBdoc 1374077 ver 1.0, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Moreno Arancibia P, 2016. Spridning och spädning av kväveutsläpp från SKB:s verksamheter i Forsmark. DHI Sverige AB. SKBdoc 1543462 ver 1.0, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Möller E, Sturek M, Larsson P-O, Wiklund A, 2015. Radiologiska konsekvenser i samband med mellanlagring och inkapsling av använt kärnbränsle (Bilaga K:23). SKBdoc 1467351 ver 1.0, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Naturvårdsverket, 1999. Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Kust och hav. Rapport 4914. Stockholm: Naturvårdsverket.

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

Naturvårdsverket, 2003. Natura 2000 i Sverige. Handbok med allmänna råd. Handbok 2003:9. Stockholm: Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket 2007a. Bilaga A Till Handbok 2007:4 Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Stockholm: Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket 2007b. Bilaga B Till Handbok 2007:4 Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon. Stockholm: Naturvårdsverket.

Naturvårdsverket, 2011. Vägledning för svenska naturtyper i habitatdirektivets bilaga 1 NV-04493-11 Beslutad: November 2011. Stockholm: Naturvårdsverket.

Naturvårdverket, 2016. Ekologisk kompensation. En vägledning om kompensation vid förlust av naturvärden. Handbok 2016:1, utgåva 1. Stockholm: Naturvårdsverket.

Qvarfordt S, Wallin A och Borgiel M, 2012. Marin inventering av vegetation och fauna på havsbottnarna vid SFR, Forsmark 2012. Undersökningar inför utbyggnad av området, Sveriges Vattenekologer AB. SKBdoc 1370543 ver 1.0, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Ridderstolpe P och Stråe D, 2010. Vattenhantering vid ett slutförvar för använt kärnbränsle i Forsmark – läge Söderviken. SKB P-10-19. Svensk Kärnbränslehantering AB.

Sand-Jensen K, Nielsen S L, 2004. Estuarine primary producers. I Nielsen S L, Banta G T, Pedersen M F (red). Estuarine nutrient cycling: the influence of primary producers. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 17–57.

Scheffer M, Hosper S H, Meijer M-L, Moss B, Jeppesen E, 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. Trends in Ecology & Evolution 8, 275–279.

Scheffer M, Carpeter S, Foley J A, Folke C, Walker B, 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. Nature 413, 591–596.

SKB, 2010. Teknisk beskrivning – mellanlagring, inkapsling och slutförvaring av använt kärnbränsle. SKB R-10-01, Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2011. Miljökonsekvensbeskrivning. Mellanlagring, inkapsling och slutförvaring av använt kärnbränsle. Svensk Kärnbränslehantering AB.

SKB, 2016. Förslag till villkor. (Bilaga K:1). SKBdoc 1372719 ver 2.0, Svensk Kärnbränslehantering AB (via det juridiska ombudet Mannheimer Swartling).

SMHI, 2016. SMHI vattenwebb. Modelldata per år. Tillgänglig: http://vattenweb.smhi.se/modelarea/ [6 april 2016].

Stockholms läns landsting, 2009. Förslag till riktvärden för dagvattenutsläpp. Regionala dagvattennätverket i Stockholms län. Riktvärdesgruppen. Regionplane- och trafikkontoret, Stockholms läns landsting.

Stråe D, 2009. Dagvattenhantering för Clab och inkapslingsanläggning för använt kärnbränsle. SKB P-09-06, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Strömdahl L och Omran J, 2016. Riskbedömning för Miljökonsekvensbeskrivning, SFR och KBS-3, Östhammars kommun. SKBdoc 1559332 ver 1.0, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Svealandskustens vattenvårdsförbund, 2015. Miljöanalys/Hämta data. Tillgänglig: http://www.kustdata.su.se/skvvf/datauttag.html [6 april 2016].

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen

SveMin, 2012. Kväveutsläpp från gruvindistrin. Risker för miljöproblem, krav på utsläppsbegränsningar och möjliga åtgärder. Tillgänglig: http://www.svemin.se/MediaBinaryLoader.axd?MediaArchive_FileID=307f451f-fb71-412a-8f40-fb0331dabe93&FileName=Kv%c3%a4veutredning+SveMin+2012.pdf [6 april 2016].

Svensk författningssamling, 1998. Förordning (1998:1252) om områdesskydd enligt miljöbalken m.m. Stockholm. Riksdagen.

Tröjbom M, Grolander S, 2010. Chemical conditions in present and future ecosystems in Forsmark – implications for selected radionuclides in the safety assessment SR-Site. SKB R-10-27, Svensk Kärnbränslehantering AB

Tröjbom M, Höglund L O, 2016. Tillförsel av naturligt uran från SKB:s verksamheter till vattenförekomsten Öregrundsgrepen. SKBdoc 1543425 ver 1.0, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Vattenmyndigheterna, 2016. Information från databasen Vatteninformationssystem i Sverige. Tillgänglig: http://viss.lansstyrelsen.se/ [6 april 2016].

VA-teknik Södra, 2016. Den optimerade MBBR-processen – en utvärdering av bärarens betydelse och design i en suspenderad biofilmsprocess. Sammanfattning av doktorandarbete av Maria Piculell. Tillgänglig: http://va-tekniksodra.se/2013/12/den-optimerade-mbbr-processen-en-utvardering-av-bararens-betydelse-och-design-i-en-suspenderad-biofilmsprocess/ [6 april 2016].

Wallin A, Qvarfordt S, Borgiel M, 2014. Marin inventering av vegetation i Söderviken, Asphällsfjärden, Forsmark 2013. Sveriges Vattenekologer AB. Sveriges Vattenekologer AB. SKBdoc 1438182 ver 2.0, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Weimann L, 2014. Utsläpp från tunnelsprängning till ytvatten. Med fallstudier vid Gerumstunneln och Ulricehamnstunneln. Institutionen för biologi och miljövetenskap, Göteborgs universitet.

Wijnbladh E, Aquilonius K, Floderus S, 2008. The marine ecosystems at Forsmark and Laxemar-Simpevarp. Site descriptive modelling, SDM-Site. SKB R-08-03, Svensk Kärnbränslehantering AB.

Revisionsförteckning

Version	Datum	Revideringen omfattar	Utförd av	Kvalitetssäkrad	Godkänd
3.0	Se sidhuvud	Hela dokumentet omarbetat i samband med komplettering V till mark- och miljödomstolen, se inledning.	Sofie Tunbrant Olle Hjerne Mats Tröjbom	Se sidhuvud	Se sidhuvud
2.0	2014-09-04	Tillägg med anledning av komplettering II till mark- och miljödomstolen, se inledning.	Mikael Gontier	Saida Engström Olle Olsson Helene Åhsberg	Martin Sjölund
1.0	2013-04-01	Komplettering I till mark- och miljödomstolen, se inledning.	Daniel Larson, WSP	Saida Engström Olle Olsson	Anders Ström

PDF rendering: DokumentID 1386598, Version 3.0, Status Godkänt, Sekretessklass Öppen