

# **Vattenverksamhet i Forsmark I**

## **Bortledande av grundvatten från en slutförvarsanläggning för använt kärnbränsle**

Kent Werner, EmpTec

Ulrika Hamrén, Per Collinder, Ekologigruppen AB

Preliminär version till samråd - oktober 2009

# Innehåll

|  |    |
|--|----|
| Innehåll.....  | 2  |
| Sammanfattning .....   | 5  |
| Summary .....  | 7  |
| 1 Bakgrund, syften och avgränsningar .....   | 8  |
| 2 Slutförvarsanläggningen i Forsmark och dess skeden .....   | 9  |
| 2.1 Beskrivning av slutförvarsanläggningen .....   | 9  |
| 2.2 Slutförvarsanläggningens skeden.....   | 14 |
| 2.3 Uppförande och injektering av slutförvarsanläggningens undermarksdelar .....                             | 16 |
| 2.4 Vattenhantering.....   | 18 |
| 2.4.1 Omhändertagande av länshållningsvatten .....   | 19 |
| 2.4.2 Övrig vattenhantering.....   | 19 |
| 3 Bortledning av grundvatten vid byggande under mark: Potentiella effekter och konsekvenser.....             | 21 |
| 3.1 Övergripande metodik och definition av viktiga begrepp .....   | 21 |
| 3.2 Hydrogeologiska och hydrologiska effekter.....   | 24 |
| 3.2.1 Inläckage av grundvatten.....  | 25 |
| 3.2.2 Inläckagets effekter på grundvattennivåer i berg och jord .....  | 25 |
| 3.2.3 Uppträngning eller inträngning av saltvatten.....  | 28 |
| 3.2.4 Hydrologiska effekter .....  | 28 |
| 3.3 Markfysikaliska effekter och effekter på mark- och vattenkemiska förhållanden .                          | 28 |
| 3.3.1 Markfysikaliska effekter.....  | 28 |
| 3.3.2 Effekter på mark- och vattenkemiska förhållanden .....   | 29 |
| 3.4 Konsekvenser vid bortledning av grundvatten.....   | 30 |
| 3.4.1 Konsekvenser för naturvärden .....   | 31 |
| 3.4.2 Konsekvenser för produktionsmark .....   | 32 |
| 3.4.3 Konsekvenser för jord- och bergbrunnar.....  | 32 |
| 3.4.4 Konsekvenser för byggnader och infrastruktur.....  | 32 |
| 4 Nuvarande förhållanden i Forsmarksområdet.....   | 33 |
| 4.1 Topografiska, meteorologiska och hydrologiska förhållanden.....  | 33 |
| 4.2 Hydrogeologiska förhållanden.....  | 35 |
| 4.2.1 Hydrogeologiska förhållanden i berget .....  | 35 |
| 4.2.2 Ytnära hydrogeologiska förhållanden .....  | 38 |
| 4.3 Fastigheter, byggnader och infrastruktur.....  | 43 |
| 4.4 Ekologiska förhållanden och områdesskydd .....   | 44 |
| 4.4.1 Allmänt .....  | 44 |
| 4.4.2 Ekologiska förhållanden på landskapsnivå.....  | 46 |
| 4.4.3 Sjöarnas ekologiska förhållanden.....  | 46 |
| 4.4.4 Våtmarkernas ekologiska förhållanden .....   | 47 |
| 4.4.5 Skogarnas ekologiska förhållanden.....   | 48 |
| 4.4.6 Rödlstade och fridlysta arter, arter i EU:s art- och habitatdirektiv samt i Artskyddsförordningen..... | 48 |

|       |   |     |
|-------|---|-----|
| 4.4.7 | Utpekade värdefulla och skyddade områden .....  | 49  |
| 4.5   | Jord- och skogsbruk i Forsmark .....  | 51  |
| 4.6   | Befintlig vattenhantering och vattenverksamhet .....  | 51  |
| 4.6.1 | Befintlig vattenhantering .....   | 51  |
| 4.6.2 | Befintlig vattenverksamhet .....  | 55  |
| 4.6.3 | FKA:s dagvattensystem .....   | 55  |
| 4.6.4 | Markavvattningsföretag och källor .....   | 55  |
| 4.7   | Förändringar av förhållandena i Forsmarksområdet fram till år 2100 .....  | 56  |
| 4.7.1 | Förändringar avseende övriga verksamheter .....   | 56  |
| 4.7.2 | Forsmarksområdets naturliga utveckling .....  | 57  |
| 5     | Bedömning av slutförvarsansläggningen hydrogeologiska och hydrologiska effekter .....                               | 60  |
| 5.1   | Underlag och genomförda bedömningar .....   | 60  |
| 5.1.1 | MOUSE SHE .....   | 60  |
| 5.1.2 | DarcyTools .....  | 64  |
| 5.2   | Inläckage av grundvatten till slutförvarsanläggningen .....   | 65  |
| 5.2.1 | Prognostiserat inläckage till slutförvarsanläggningen .....   | 65  |
| 5.2.2 | Inläckage under olika utbyggnadssteg .....  | 66  |
| 5.2.3 | Erfarenheter från andra undermarksanläggningar i berg .....   | 68  |
| 5.3   | Grundvattenbortledningens effekter på grundvattennivåer i berg och jord .....                                       | 69  |
| 5.3.1 | Sänkning av grundvattnets tryckhöjder i berg .....  | 69  |
| 5.3.2 | Avsänkning av grundvattenytan .....   | 73  |
| 5.3.3 | Erfarenheter från andra undermarksanläggningar .....  | 87  |
| 5.4   | Effekter på grundvattnets salthalt .....  | 88  |
| 5.5   | Grundvattenytans återhämtning efter förslutning av slutförvaret .....   | 88  |
| 5.6   | Grundvattenbortledningens hydrologiska effekter .....   | 89  |
| 5.6.1 | Effekter på sjöarnas vattennivå .....   | 89  |
| 5.6.2 | Effekter på bäckarnas vattenföring .....  | 90  |
| 5.6.3 | Effekter på områdets vattenbalans .....   | 90  |
| 5.7   | Känslighetsanalyser .....   | 92  |
| 5.7.1 | Inverkan av de hydrogeologiska egenskaperna i berg, i övergången jord-berg samt under sjöar och hav .....           | 93  |
| 5.7.2 | Inverkan av hårdgjorda ytor inom driftområdet .....   | 95  |
| 5.7.3 | Inverkan av ett utbyggt SFR .....   | 95  |
| 5.7.4 | Inverkan av meteorologiska förhållanden .....   | 96  |
| 5.7.5 | Hydrogeologiska och hydrologiska förhållanden i Forsmarksområdet år 2100 .....                                      | 98  |
| 5.8   | Effekter på mark- och vattenkemiska förhållanden .....  | 100 |
| 6     | Beskrivning av vattenverksamhetens konsekvenser .....   | 105 |
| 6.1   | Konsekvenser för naturvärden .....  | 105 |
| 6.1.1 | Metodik för konsekvensbeskrivning avseende naturvärden .....  | 106 |
| 6.1.2 | Konsekvenser för ekologiska spridningssamband och helhetsområden ..   | 108 |
| 6.1.3 | Konsekvenser för sjöar och bäckar .....   | 108 |
| 6.1.4 | Konsekvenser för våtmarksobjekt .....   | 109 |
| 6.1.5 | Konsekvenser för skogsobjekt .....  | 121 |
| 6.1.6 | Konsekvenser för rödlistade arter, fridlysta arter samt arter upptagna i Artskyddsförordningen (SFS 2007:845) ..... | 126 |
| 6.1.7 | Konsekvenser för utpekade värdefulla och skyddade områden .....   | 127 |
| 6.1.8 | Konsekvenser för marina miljöer .....   | 128 |

|       |  |     |
|-------|--|-----|
| 6.2   | Konsekvenser för produktionsmark .....   | 128 |
| 6.2.1 | Konsekvenser för skogsbruket i Forsmark .....  | 128 |
| 6.2.2 | Konsekvenser för jordbruket i Forsmark .....   | 130 |
| 6.3   | Konsekvenser för befintlig vattenhantering och vattenverksamhet .....                | 131 |
| 6.3.1 | Konsekvenser för befintlig vattenhantering .....                                     | 131 |
| 6.3.2 | Konsekvenser för befintlig vattenverksamhet, markavvattningsföretag och källor ..... | 133 |
| 6.4   | Konsekvenser för byggnader och infrastruktur .....                                   | 134 |
| 6.4.1 | FKA:s byggnader .....  | 134 |
| 6.4.2 | Övriga byggnader och infrastruktur .....   | 137 |
| 7     | Förebyggande, begränsande och kompenserande åtgärder .....                           | 140 |
| 7.1   | Förebyggande åtgärder .....  | 140 |
| 7.2   | Begränsande åtgärder – vattentillförsel till kalkgölar och rikkärr .....             | 140 |
| 7.2.1 | Vattenbehov och vattenkvalitet .....   | 140 |
| 7.2.2 | Vattentillgång och vattenkvalitet .....  | 145 |
| 7.2.3 | Överföring och tillförsel till kalkgölar och rikkärr .....                           | 147 |
| 7.2.4 | Genomförbarhet, konsekvenser efter åtgärder och uppföljning .....                    | 148 |
| 7.3   | Kompenserande åtgärder .....   | 149 |
| 7.3.1 | Naturvärden .....  | 149 |
| 7.3.2 | Enskilda brunnar .....   | 149 |
|       | Referenser .....   | 150 |
|       | Bilaga 1 – Förteckning över våtmarksobjekt .....                                     | 155 |
|       | Bilaga 2 – Förteckning över skogsobjekt .....  | 158 |
|       | Bilaga 3 – Förteckning över enskilda brunnar .....                                   | 161 |
|       | Bilaga 4 – Beskrivning av vertikala schakt i MOUSE SHE .....                         | 164 |

# Sammanfattning

Svensk Kärnbränslehantering AB (SKB) har i uppdrag att ta hand om allt radioaktivt avfall från de svenska kärnkraftverken. I samband med uppförande, drift och avveckling av en slutförvarsanläggning för använt kärnbränsle i Forsmark i Östhammars kommun, planeras ett antal åtgärder som utgör vattenverksamhet enligt 11 kap. miljöbalken.

Denna preliminära rapport utgör delunderlag för samråd enligt miljöbalken, gällande vattenverksamhet i form av bortledning av grundvatten från slutförvarsanläggningen. Rapportens övergripande syften är att beskriva vattenverksamheten, dess hydrogeologiska och hydrologiska effekter och de konsekvenser som kan uppstå som en följd av vattenverksamheten. Vidare anges förebyggande åtgärder för att reducera vattenverksamhetens effekter och begränsande åtgärder som är inriktade på dess konsekvenser. Ett förslag till kontrollprogram för den planerade vattenverksamheten kommer att presenteras i ett samlat kontrollprogram och ges in som bilaga till ansökan enligt miljöbalken.

Slutförvarsanläggningens undermarksdel består av en ramp, ett centralområde med flera berggrum, ett antal schakt och ett förvarsområde med olika typer av tunnlar. Anläggningen omfattar en total tunnellängd på ca 70 km och den totala uttagna bergvolymen (teoretiskt) ca 2,2 Mm<sup>3</sup>, exklusive längder och volymer för deponeringshål. Skedena uppförande, drift och avveckling omfattar en sammanlagd tidsperiod på 60–70 år. Under driftskedet kommer rampen, centralområdet och samtliga schakt att vara öppna. Deponeringsområdena i förvarsområdet kommer dock att öppnas och stängas i tre utbyggnadssteg (vardera 10–20 år). Alla deponeringstunnlar inom ett visst deponeringsområde kommer heller inte att vara öppna samtidigt.

Modellverktyget MOUSE SHE har använts för att prognostisera grundvattenbortledningens hydrogeologiska och hydrologiska effekter i förvarets omgivningar. Jämförelser med beräkningsresultat från modellverktyget DarcyTools, analytiska beräkningar, samt erfarenheter från andra, liknande undermarksanläggningar visar att MOUSE SHE-resultaten kan anses som rimliga. Enligt modellberäkningarna skulle det totala inläckaget av grundvatten till ett helt öppet förvar bli i storleksordningen 10-50 L/s, beroende på utbyggnadssteg och vattengenomsläppligheten (den hydrauliska konduktiviteten) i den injekterade zonen kring ramp, schakt och tunnlar. Resultaten visar att injektering av förvarets undermarksdelar är den viktigaste förebyggande åtgärden med avseende på grundvattenbortledningens effekter.

Enligt den konceptuella modellen av de hydrogeologiska förhållandena i Forsmark innebär bortledning av grundvatten från berget att grundvattnets tryckhöjder (grundvattennivåerna) sänks av inom så kallade ”bankningsplan” (strukturer med hög horisontell vattengenomsläpplighet) i de övre ca 150 m av berget. Detta illustreras även av modellresultaten, som visar att den trycksänkning som uppstår till följd av grundvattenbortledningen ”sprids ut” inom relativt stora områden kring förvaret. Enligt den konceptuella modellen, och som även stöds av modellresultaten, kommer dock avsänkningen av grundvattenytan (del av det vatten som djur och växter är beroende av) begränsas till områden där sprickzoner med hög vertikal vattengenomsläpplighet har kontakt med jordlagren. Detta innebär att påverkansområdet för grundvattenytans

avsänkning kommer att vara relativt litet och begränsas till ett antal ”stråk” i öst-västlig och nord-sydlig riktning ovan förvaret, och inom områden kring kylvattenkanalen.

Enligt genomförda modellberäkningar kommer grundvattenbortledningen att ge upphov till en obetydlig eller endast mycket liten sänkning av vattennivån i sjöarna i området. Vad gäller vattenföringen i bäckarna, visar modelleringen att det under året ackumulerade bäckinflödet till Bolundsfjärden kan komma att minska med upp till 8 %. Effekterna på vattenföringen i övriga bäckar i området bedöms bli marginella.

De främsta negativa konsekvenserna som är förknippade med grundvattenbortledningen berör naturvärden i våtmarker (kalkgölar och rikkärr) och tillhörande djur- och växtarter. De arter som finns i våtmarkerna är anpassade för blöta och/eller fuktiga förhållanden, vilket innebär att de generellt är känsliga för förändringar av grundvattenytans läge och våtmarkernas vattenförsörjning. Baserat på omfattande ekologiska fältinventeringar, har ett antal våtmarker naturvärdesklassats som klass 1 (nationella värden). Denna klassning baseras bland annat på förekomst av rödlistade och fridlysta arter. Bland dessa finns arterna gölgroda och orkidén gulyxne, vilka är exempel på arter som är skyddade genom Artskyddsförordningen (SFS 2007:845). Rapporten beskriver därför ett koncept för vattentillförsel till våtmarker som en metod för att bevara våtmarkernas naturvärden och arter. Denna typ av åtgärd är även en viktig komponent i en kommande, separat ansökan om den dispens som på grund av artskyddet krävs för att få genomföra grundvattenbortledningen.

Med avseende på konsekvenser för produktionsmark, bedöms skogens bonitet (dess naturliga tillväxtförmåga) minska med maximalt 25 % inom påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning. I denna bedömning tas ingen hänsyn till att en avsänkning av grundvattenytan kan medföra positiva konsekvenser för skogens tillväxt i vissa områden, som kompenserar för en bonitetsminskning inom andra områden. Vidare är påverkansområdet litet i förhållande till de totala skogsarealerna i Forsmark, och påverkansområdet omfattar huvudsakligen skogsområden som ägs av SKB. Inom påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning finns det inga områden med aktivt jordbruk.

Givet det lilla antalet enskilda brunnar i området, bedöms grundvattenbortledningen från slutförvarsanläggningen medföra mycket begränsade och hanterbara konsekvenser för enskild vattenförsörjning i Forsmarksområdet. Bortledningen bedöms inte medföra några effekter på grundvattnets saltinnehåll på de förhållandevis begränsade djup som är aktuella för bergbörade enskilda brunnar. En utredning som genomförts avseende potentiella sättningar av reaktorbyggnaderna vid Forsmarks kärnkraftverk, visar att grundvattenbortledningen endast kan ge upphov till mycket små sättningar.

# Summary

A summary in English will be included in the final version of the report.

# 1 Bakgrund, syften och avgränsningar

Svensk Kärnbränslehantering AB (SKB) har i uppdrag att ta hand om allt radioaktivt avfall från de svenska kärnkraftverken. Detta är en preliminär rapport som utgör delunderlag för samråd enligt miljöbalken (MB). Rapporten behandlar vattenverksamhet enligt 11 kap. MB, i form av bortledande av grundvatten i samband med uppförande, drift och avveckling av en slutförvarsanläggning för använt kärnbränsle i Forsmark i Östhammars kommun. Rapporten är således strikt avgränsad till frågan om planerad vattenverksamhet under mark enligt MB, och tar därför inte upp frågor som till exempel joniserande strålning eller långsiktig säkerhet.

Rapporten utgör en underbilaga till det MKB-dokument /SKB 2009c/ som behandlar samtliga de aspekter som ska redovisas i samband med samråd och tillståndsansökan enligt MB. Rapporten kan ses som en komplettering av MKB-dokumentet, specifikt med avseende på grundvattenbortledningen. Rapporten utgör en sammanfattning av ett stort antal undersökningar och utredningar inom olika ämnesområden. För ytterligare information om dessa, hänvisas till de referenser som anges i rapporten.

Rapportens övergripande syften är att beskriva hur grundvattenbortledningen ska genomföras, dess hydrogeologiska och hydrologiska effekter, samt de konsekvenser som kan uppstå som en följd av grundvattenbortledningen. Med effekt avses i denna rapport grundvattenbortledningens följder för de hydrologiska och hydrologiska förhållandena. Begreppet effekt inbegriper då (sekundära) effekter, i form av effekter på de fysikaliska (mekaniska), kemiska och biologiska förhållandena i mark och vatten. Med konsekvens menas något som förändras till följd av grundvattenbortledningens effekter.

Rapporten beskriver vidare åtgärder för att förebygga grundvattenbortledningens effekter, samt ger förslag på begränsande åtgärder som är inriktade på dess konsekvenser. Ett förslag till kontrollprogram för vattenverksamheten kommer att presenteras i ett samlat kontrollprogram och ges in som bilaga till ansökan enligt MB /SKB 2009a/.

Förutom vattenverksamhet under mark (bortledande av grundvatten) som beskrivs i denna rapport, planerar SKB ett antal vattenverksamheter ovan mark i Forsmark. Dessa vattenverksamheter och deras effekter och konsekvenser behandlas i en annan rapport /Werner et al. 2009a/.

I rapporten används koordinatsystemet RT 90 2,5 gon V/0:15 i plan och RHB 70 i höjd.

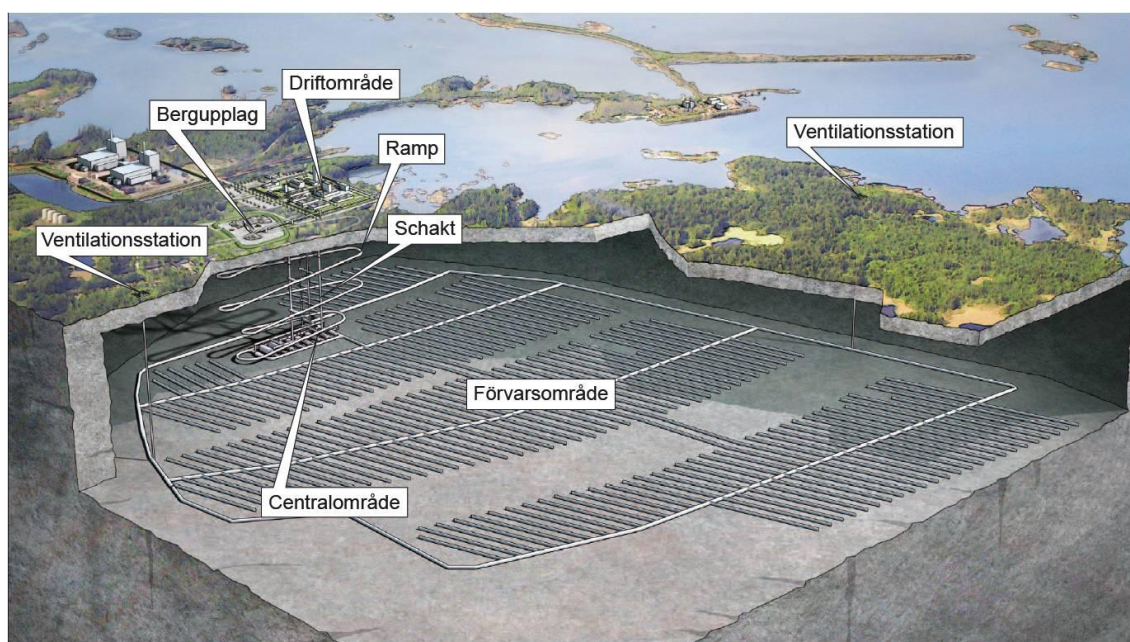


## 2 Slutförvarsanläggningen i Forsmark och dess skeden

### 2.1 Beskrivning av slutförvarsanläggningen

Detta avsnitt ger en kortfattad beskrivning av slutförvarsanläggningen i Forsmark, med fokus på de anläggningsdelar och åtgärder som berör den planerade vattenverksamheten under mark. Som nämnts tidigare, beskrivs planerade vattenverksamheter ovan mark i Forsmark i en separat rapport /Werner et al. 2009a/.

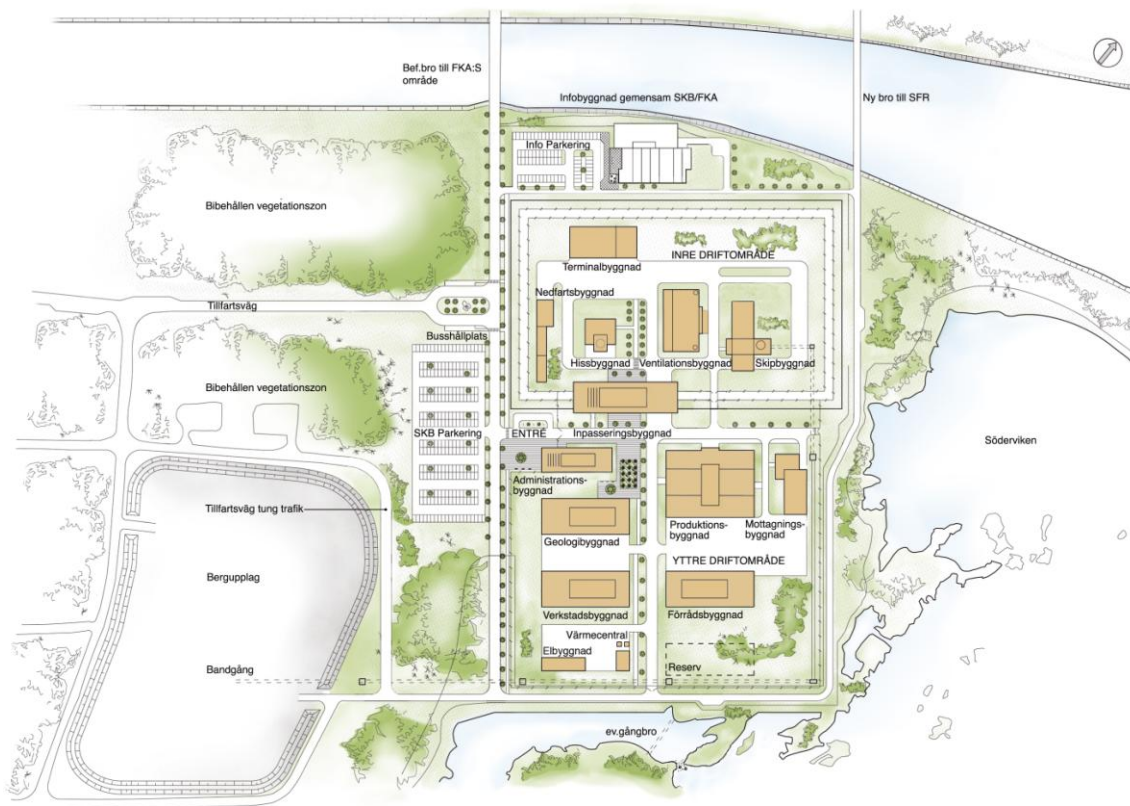
Figur 2-1 visar en översiktbild av den planerade slutförvarsanläggningen för använt kärnbränsle i Forsmark. Med begreppet ”slutförvarsanläggning” menas en anläggning för deponering av kapslar med använt kärnbränsle i berget, medan ”slutförvar” avser den avvecklade och förslutna slutförvarsanläggningen /SKB 2009d/. I denna rapport förekommer även förkortningen ”förvaret”, eftersom det är uppenbart vad som avses. Vidare används begreppet ”förvarsnivå”, som då avser den nivå i berget (470 m.u.h.; meter under havet, RHB 70) där förvarsområdet är beläget. Som visas i Figur 2-1, består slutförvarsanläggningen av en ovanmarksdel och en undermarksdel. Dessa delar beskrivs närmare nedan.



**Figur 2-1.** Översikt av slutförvarsanläggningen i Forsmark /SKB 2009d/. Observera att lägena för de två yttre ventilationsschakten, belägna längst till vänster och höger i bilden, är preliminära.

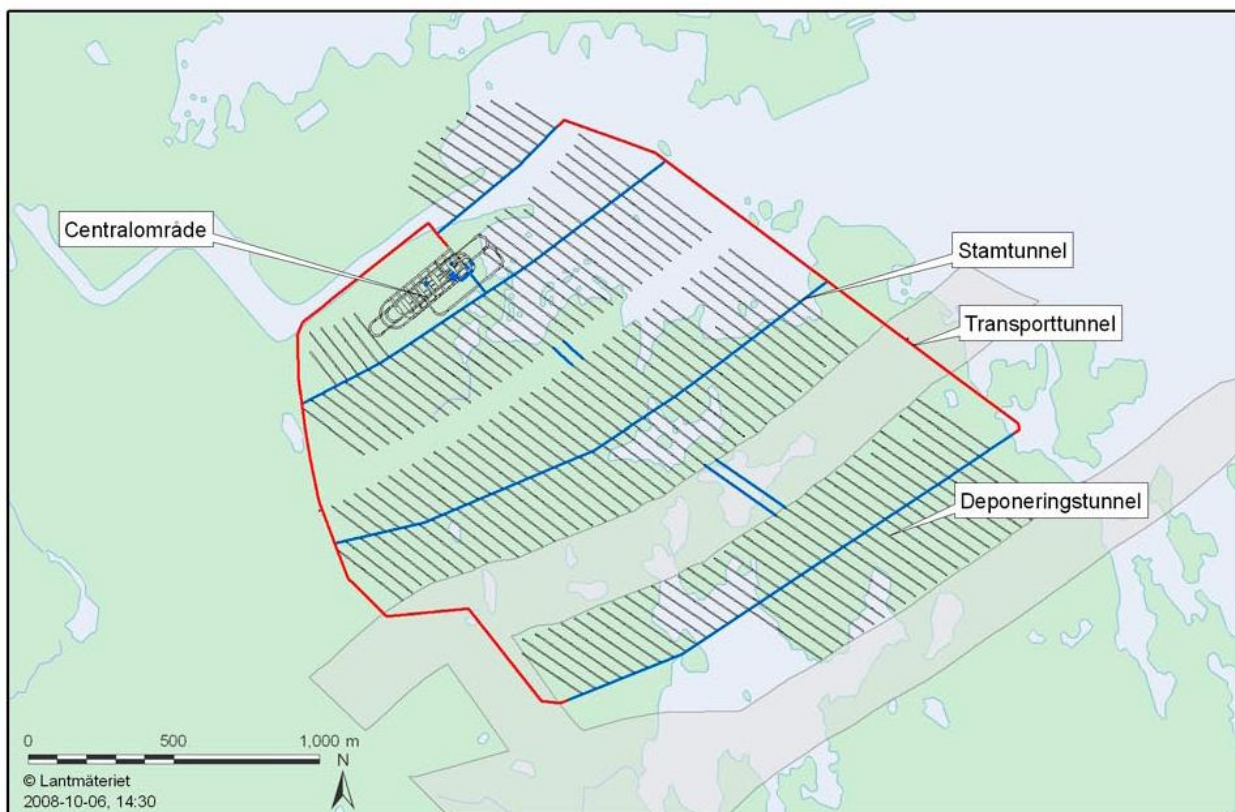
Slutförvarsanläggningens ovanmarksdel (se översiktskartan i Figur 2-2) består av ett driftområde, med ett inre driftområde för den kärntekniska delen av verksamheten, och ett yttre driftområde. Det yttre driftområdet är avsett för övrig verksamhet, kopplad till slutförvarsanläggningens drift. Ovanmarksdelen omfattar även ett bergupplag och två vertikala ”yttre” schakt för frånluftsventilation (de senare visas i Figur 2-1). Observera

att lägena för dessa två schakt ännu är preliminära. Inom driftområdet kommer det att finnas ett antal byggnader för olika ändamål. Från driftområdet kommer allt tillträde till slutförvarsanläggningens undermarksdel att ske via en nedfartsbyggnad och en ramp.

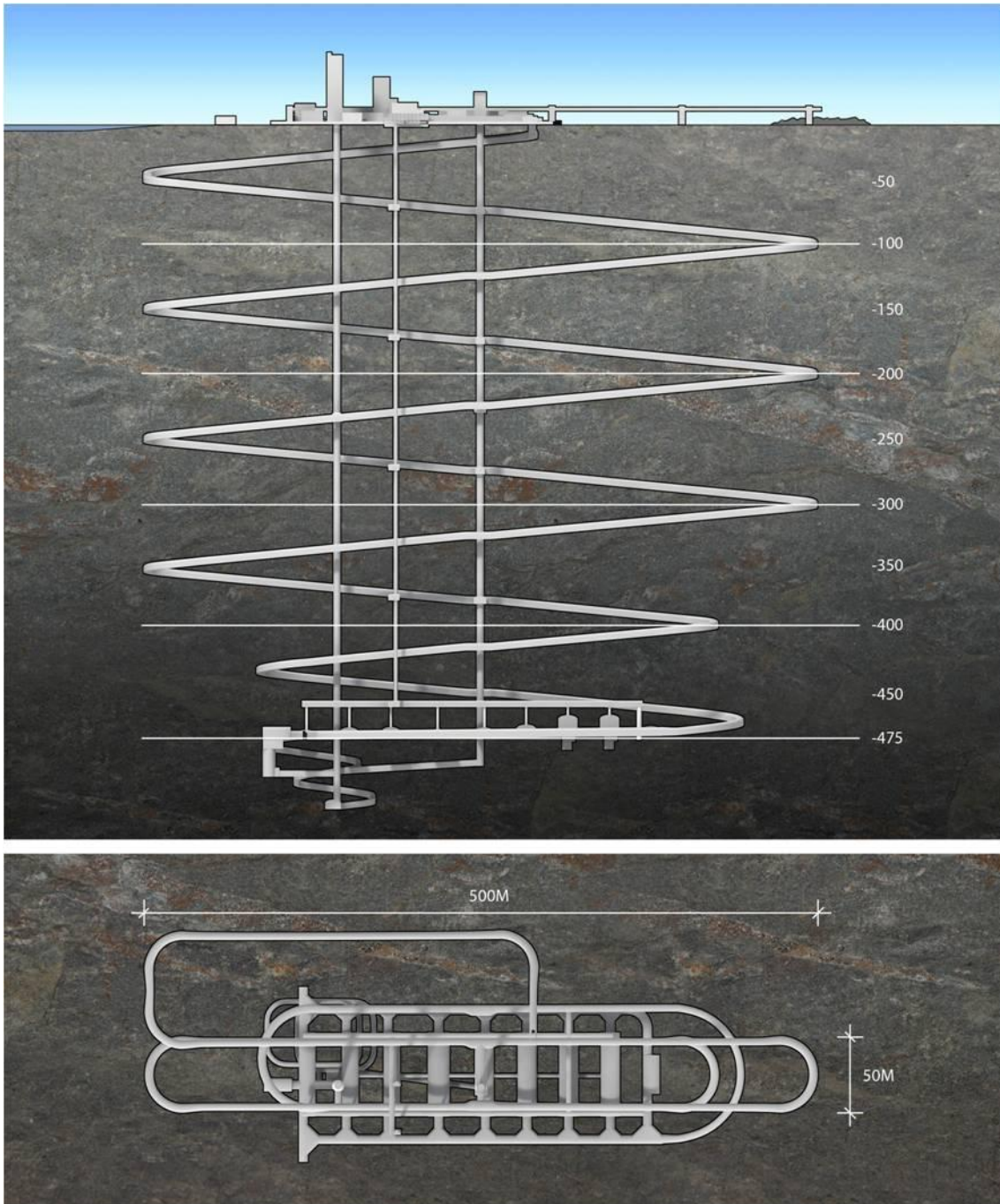


**Figur 2-2.** Översiktsskarta av slutförvarsanläggningens ovanmarksdel, med inre och yttre driftområde, bergupplag samt informationsbyggnad /SKB 2009d/. De två yttre ventilationsschakten (se Figur 2-1) är belägna utanför det område som täcks av kartbilden.

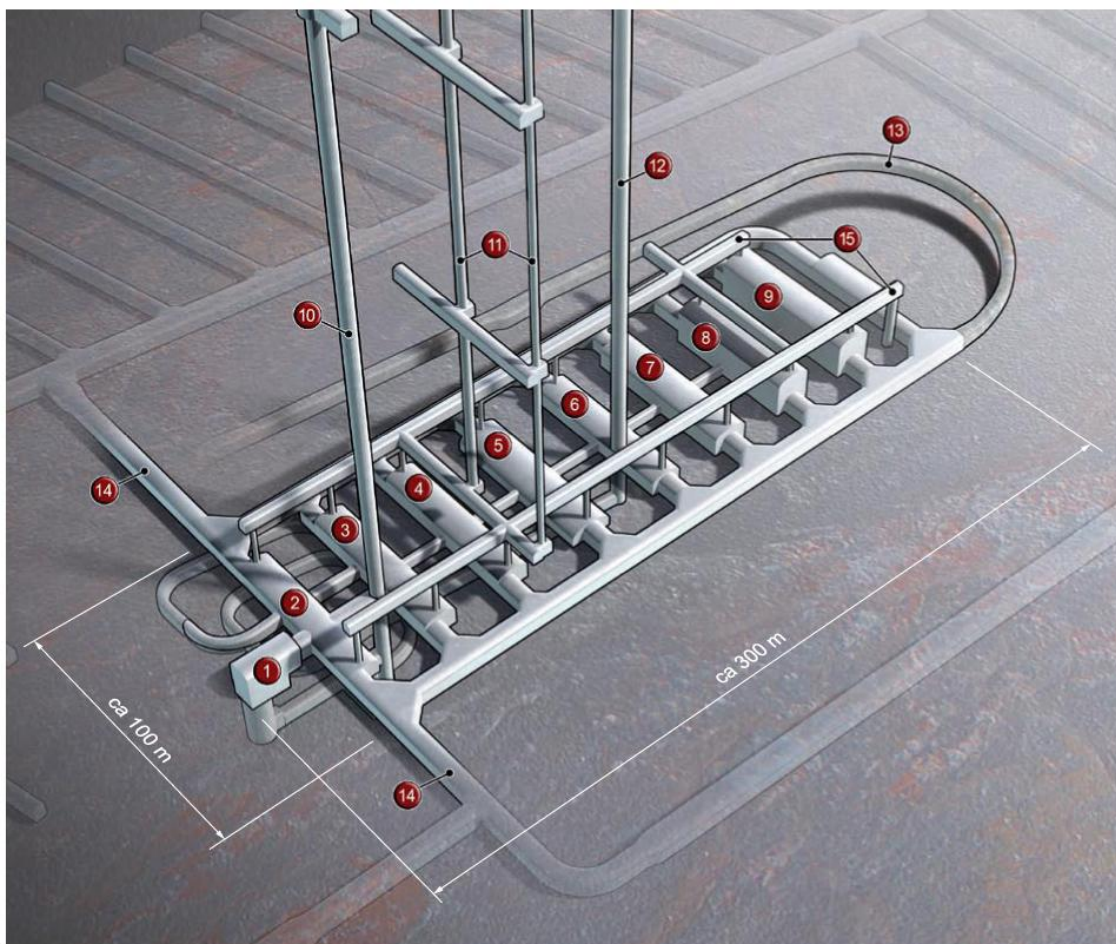
Slutförvarsanläggningens undermarksdel kommer att bestå av en ramp, ett centralområde, ett förvarsområde samt schakt och olika typer av tunnlar, se översiktsskatterna i Figur 2-3 till 2-5. Det bör observeras att den förvarsutformning som visas i Figur 2-3 inkluderar en reserv på 13 % för potentiellt bortfall av kapselpositioner /SKB 2009d/. Centralområdet ska förbindas med driftområdet via rampen samt fyra vertikala schakt. Rampen (nr. 13 i Figur 2-5; se även Figur 2-4) som ska förbinda centralområdet med nedfartsbyggnaden i driftområdet har en tvärsnittsarea på ca 30 m<sup>2</sup>. Rampen kommer att vara utformad som en utsträckt spiral. En medellutning på 1:10 ned till nivån ca 470 m.u.h. innebär att rampen kommer att nå centralområdet på fem varv. Rampens totala teoretiska längd är ca 5 km och dess teoretiska volym ca 155 000 m<sup>3</sup>. Rampen kommer att ha förbindelser med till- och frånluftsschakten på varje varv.



**Figur 2-3.** Översiktsbild över slutförvarsanläggningens undermarksdel /SKB 2009d/.  
De gråa fälten representerar så kallade respektavstånd till deformationszoner i berget.



*Figur 2-4. Översiktsbild över rampen (överst) samt centralområdet /SKB 2009d/.*



**Figur 2-5.** Översiktsbild över slutförvarsanläggningens centralområde, inklusive rampen samt de fyra vertikala schakten som förbinder centralområdet och driftområdet på markytan /SKB 2009d/.

De totalt sex schakten har en sammanlagd teoretisk volym på ca 35 000 m<sup>3</sup> och kommer att bestå av följande (notera att de måttuppgifter som anges nedan är preliminära /SKB 2009d/):

- Skipschakt (nr. 10 i Figur 2-5), vilket är ett hisschakt för transport av utsprängda bergmassor, buffert, återfyllning och annat material. Skipschaktet har en tvärsnittsarea på ca 24 m<sup>2</sup> och en längd på ca 530 m. Notera att buffert avser svällande lera av typ bentonit, som ska skydda kärnbränslekapslarna från mekanisk påverkan från det omgivande berget och fördröja transporten av eventuellt utläckande radionuklider /SKB 2009d/.
- Ett till- och ett frånluftschakt (nr. 11 i Figur 2-5). Dessa schakt har en tvärsnittsarea på ca 10 m<sup>2</sup> och en längd på ca 450 m.
- Hisschakt (nr. 12 i Figur 2-5). Hisschaktet har en tvärsnittsarea på ca 28 m<sup>2</sup> och en längd på ca 490 m.
- Två yttre ventilationsschakt (Figur 2-1). Dessa schakt har en tvärsnittsarea på ca 7 m<sup>2</sup> och en längd på ca 500 m.

Som visas i Figur 2-3, består tunnelsystemet på förvarsnivå av ett antal olika typer av tunnlar. Inom centralområdet finns det nedanstående typer av berggrum och tunnlar. Notera att de måttuppgifter som anges nedan är preliminära /SKB 2009d/. För numrering av berggrummen, se Figur 2-5.

- Åtta berggrum, omfattande berglaststation (nr. 1), berghall (nr. 2), skiphall (nr. 3), elhall (nr. 4), fordonshall (nr. 5), hisshall (nr. 6), förråds- och verkstadshall (nr. 7) och omlastningshall (nr. 8). Berggrummens totala teoretiska volym är ca 60 000 m<sup>3</sup>.
- Transporttunnel, med en tvärsnittsarea på ca 45 m<sup>2</sup> och en längd på ca 700 m. Transporttunnelns teoretiska volym är ca 31 000 m<sup>3</sup>.
- Gångtunnel, med en tvärsnittsarea på ca 8 m<sup>2</sup> och en längd på ca 90 m. Gångtunnelns teoretiska volym är ca 700 m<sup>3</sup>.
- Servicetunnel, med en tvärsnittsarea på ca 18 m<sup>2</sup> och en längd på ca 450 m. Servicetunnelns teoretiska volym är ca 8 000 m<sup>3</sup>.

Förvarsområdet omfattar totalt en yta på ca 3-4 km<sup>2</sup>. Inom förvarsområdet finns det följande typer av tunnlar (se Figur 2-3):

- Stamtunnlar. Det finns en stamtunnel per deponeringsområde, eller totalt fem stamtunnlar. Stamtunnlarna har en tvärsnittsarea på ca 65 m<sup>2</sup> och omfattar en total längd på 5,7 km. Den totala teoretiska volymen för samtliga stamtunnlar är ca 370 000 m<sup>3</sup>.
- Transporttunnlar. Dessa förbinder centralområdet med deponeringsområdena, samt deponeringsområdena med varandra. Transporttunnlarna har en tvärsnittsarea på ca 45 m<sup>2</sup> och omfattar en total längd på ca 5 km. Den totala teoretiska volymen för samtliga transporttunnlar är ca 230 000 m<sup>3</sup>.
- Deponeringstunnlar. Från dessa borrar deponeringshål, det vill säga hål för deponering av kapslar (se nedan). Deponeringstunnlarna har en tvärsnittsarea på ca 24 m<sup>2</sup> och omfattar en total längd på ca 52 km. Den totala teoretiska volymen för samtliga deponeringstunnlar är ca 1 250 000 m<sup>3</sup>.
- Deponeringshål, med en tvärsnittsarea på 2,4 m<sup>2</sup> och en längd på ca 8 m. Det totala antalet deponeringshål är ca 6 000 och deras totala teoretiska volym är ca 115 000 m<sup>3</sup>.

Sammanfattningsvis omfattar slutförvarsanläggningen en total tunnellängd på ca 70 km, innefattande ramp samt tunnlar inom central- och förvarsområdena. Den totala uttagna bergvolymen (teoretiskt) kommer att bli ca 2 200 000 m<sup>3</sup>, vilken även innefattar schakten samt berggrummen inom centralområdet. Det bör noteras att i denna sammanställning inkluderas inte längder och volymer för deponeringshålen.

## 2.2 Slutförvarsanläggningens skeden

Slutförvarsanläggningens övergripande skeden uppförande, drift och avveckling omfattar en sammanlagd tidsperiod på 60–70 år. De tre skedena kan beskrivas enligt följande:

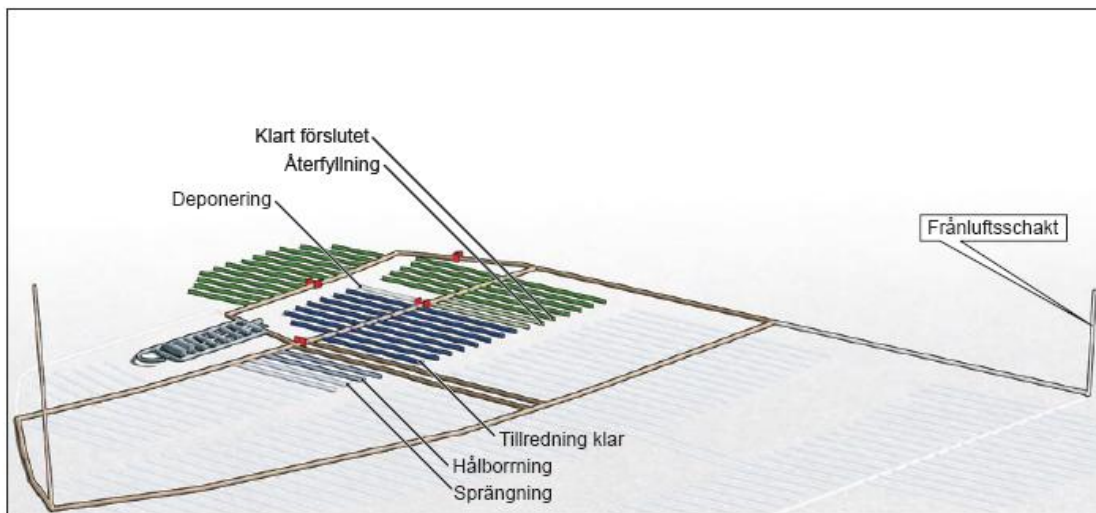
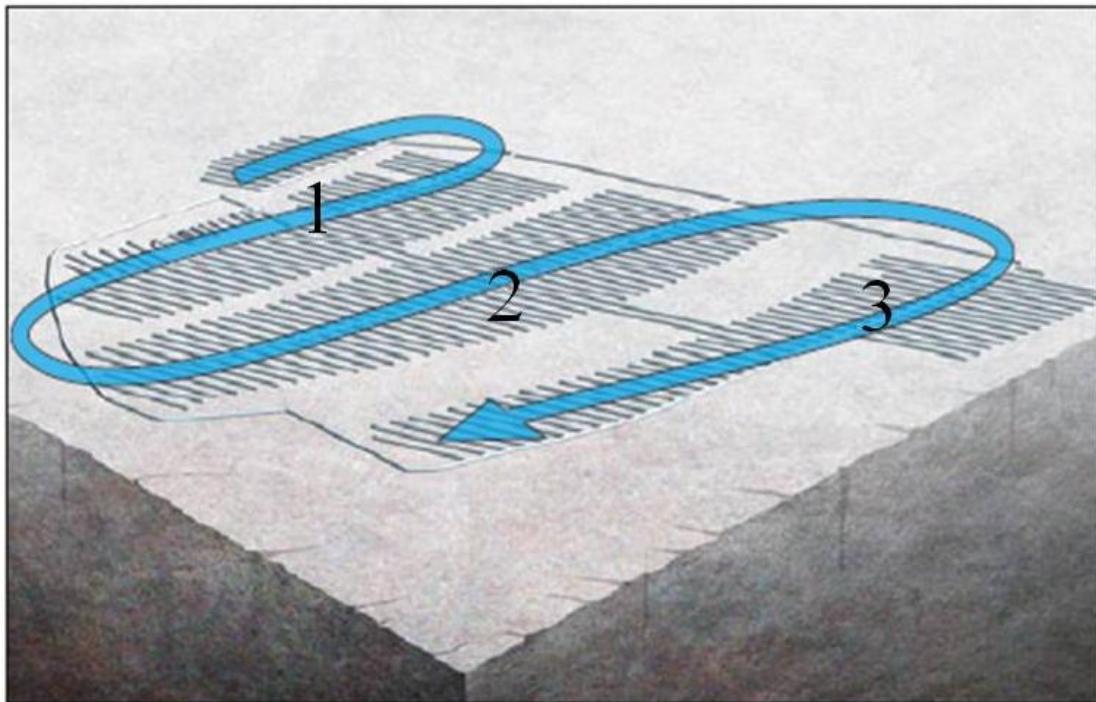
- **Uppförandeskede:** Detta skede omfattar en period på ca 7 år. Under de första ca 3,5 åren uppförs förvarets anläggningsdelar ovan mark, till exempel vägar, område för bergupplag, skipbyggnad, informationsbyggnad och geologbyggnad. Vidare uppförs nedfartsrampen samt schakt för skip, hiss och ventilation. Under de nästföljande 3,5 åren uppförs resterande byggnader inom driftområdet ovan mark samt bergrum och övriga utrymmen inom centralområdet under mark. Vidare uppförs deponeringstunnlar med deponeringshål för provdrift av anläggningen (se nedan).
- **Driftskede:** Detta skede omfattar en period på 45–50 år. Skedet indelas i
  - några års provdrift, samt
  - rutinmässig drift under resterande tid.

Under driftskedet sker uppförande av deponeringstunnlar, deponering av kapslar och återfyllnad av deponeringstunnlar successivt och parallellt inom olika delar av förvarsområdet.

- **Avvecklingskede:** Efter avslutad deponering påbörjas avveckling av slutförvarsanläggningen. Avvecklingskedet innebär bland annat att slutförvaret försluts. Detta sker genom en återfyllnad med svällande lera av typ bentonit, bergkross eller en kombination av dessa. Avvecklingskedet omfattar en tidsperiod på 10–15 år.

Som illustrativt exempel, med byggstart år 2015 omfattar uppförandeskedet åren 2015–2022, driftskedet åren 2023–2070 (50 år) och avvecklingskedet åren 2071–2085 (15 år). Driftskedet utgör således det längsta av de tre övergripande skedena. Under hela detta skede kommer rampen, centralområdet och samtliga schakt att vara öppna. Det är dock viktigt att notera att själva förvarsområdet består av ett antal deponeringsområden (se avsnitt 2.1), som kommer att öppnas och stängas inom ramen för tre huvudsakliga utbyggnadssteg (etapper); varje utbyggnadssteg kommer att omfatta en tidsperiod på 10–20 år /SKB 2009b/. Detta innebär till exempel att utbyggnadssteg nummer 2 (det vill säga, deponeringsområde 2) inte kommer att byggas ut förrän deponeringen är avslutad och samtliga tunnlar är återfyllda inom deponeringsområde 1 (se övre bilden i Figur 2-6); motsvarande gäller för utbyggnadssteg nummer 3 (deponeringsområde 3).

Inom varje deponeringsområde kommer förundersökningar, borrning/sprängning och injektering samt deponering i och återfyllnad av deponeringstunnlar att ske successivt och parallellt inom olika delar av deponeringsområdet (se undre bilden i Figur 2-6). Som nämnts ovan, innebär detta att alla deponeringstunnlar inom ett visst deponeringsområde inte kommer att vara öppna på en gång under ett utbyggnadssteg. Översiktligt innebär den planerade utbyggnadsstrategin att vid en och samma tidpunkt kommer utsprängning eller deponering att pågå i upp till maximalt hälften av det totala antalet deponeringstunnlar inom ett visst deponeringsområde. Detta innebär att maximalt hälften av deponeringstunnlarna kommer att vara ”öppna” samtidigt inom ett deponeringsområde. Detta är speciellt viktigt att notera i samband med analyserna av förvarets effekter i kapitel 5, eftersom huvuddelen av dessa analyser utgår från ett förenklande antagande om att hela förvaret är öppet samtidigt.



**Figur 2-6.** Övre bilden: Illustration av principen för successiv utbyggnad av deponeringsområden inom slutförvarsanläggningens försvarsområde (modifierad från /SKB 2009d/). Undre bilden: Illustration av principen för parallell utsprängning, deponering och återfyllning av deponeringstunnlar längs en stamtunnel /SKB 2009d/.

## 2.3 Uppförande och injektering av slutförvarsanläggningens undermarksdelar

Med undantag för deponeringshål, kommer förvarets undermarksdelar att skapas genom bormning och sprängning; deponeringshålen kommer att borrar. Injektering (tätning) av tunnlar och andra utrymmen under mark syftar till att minska inläckaget av grundvatten. Injektering utgör därför den viktigaste förebyggande åtgärden med avseende på den planerade vattenverksamhetens effekter. Detta avsnitt sammanfattar kort metoder och omfattning på de injekteringsinsatser som planeras /SKB 2009b/.



Principen för bergtätning genom injektering innebär att man via borrhål (normalt med en längd på 15–20 m) från en tunnel eller ett bergrum pressar in ett injekteringsmedel i berget under högt tryck; cementbruk är generellt det vanligaste injekteringsmedlet. Den tätande effekten uppnås genom att cementbruket sprids in i och härdar i sprickor och andra hålrum i berget. Berginjektering utförs normalt genom så kallad förinjektering, vilket betyder att injekteringen av ett kommande tunnel- eller bergrumsavsnitt görs innan momenten sprängning och utlastning av lössprängt berg; efterinjektering innebär att injekteringen görs efter dessa moment. Vid selektiv förinjektering utförs injektering endast i de avsnitt där hydrauliska tester i ”sonderingshål” visar att injektering är nödvändig. Kontinuerlig förinjektering innebär att injekteringen utförs längs hela tunneln eller kring hela bergrummet (eller längs/kring vissa avsnitt) i ett flertal borrhål, i regel arrangerade i form av en ”solfjäder” ut i det omgivande berget.

Oavsett injekteringsstrategi, syftar injekteringsåtgärderna till att skapa en ”injekterad zon” eller ”injekteringssskärm” (se Figur 2-7), det vill säga en tätad zon närmast kring tunneln eller bergrummet. Den injekterade zonen tjocklek och vattengenomsläpplighet (hydrauliska konduktivitet) beror bland annat på bergets vattengenomsläpplighet, (över)trycket med vilket injekteringsmedlet pressats in i berget, samt injekteringsmedlets viskositet (”lättflutenhet”) och härdningstid. Lokala variationer av till exempel bergets vattengenomsläpplighet kommer därmed att orsaka lokala variationer av främst den vattengenomsläpplighet (i denna rapport förkortad  $K_{inj}$ ) som uppnås i den injekterade zonen. Även om vissa bedömningar kan låta sig göras, är det svårt att göra några exakta prognoser av den injekterade zonen egenskaper. I samband med de prognoser som presenteras i kapitel 5 av förvarets hydrogeologiska och hydrologiska effekter, beaktas därför olika fall avseende den injekterade zonen vattengenomsläpplighet ( $K_{inj}$ ). Syftet med detta är att visa betydelsen av zonen egenskaper på förvarets hydrogeologiska och hydrologiska effekter. På detta sätt kan inverkan av  $K_{inj}$  uttryckas i termer av osäkerhetsintervall för olika parametrar, såsom inläckage av grundvatten och grundvattenytans avsänkning.



**Figur 2-7.** Illustration av del av en injekterad zon (injekteringssskärm) kring en tunnel /Emmelin et al. 2007/.

I fallet med slutförvarsanläggningen i Forsmark, kommer i möjligaste mån cementbaserade injekteringsmedel att användas /SKB 2009b/. Vad gäller maximalt tillåtet inläckage av grundvatten och därmed den injekterade zonens egenskaper, har SKB definierat krav som är kopplade till bland annat stabilitet i återfyllnadsmaterial och buffert /SKB 2009b/. I syfte att uppnå dessa krav, kommer icke-cementbaserade injekteringsmedel av typ silica sol att finnas tillgängliga för kompletterande injektering av främst fina sprickor, antingen genom kompletterande förinjektering eller genom efterinjektering av ”punktläckage”. Denna typ av injekteringsmedel kommer huvudsakligen att användas vid injektering av deponeringstunnlar, eventuellt i kombination med cement.

I syfte att testa borrnings- och injekteringsmetodik för så kallad ”ridåinjektering” kring ramp och schakt, kommer SKB att genomföra provborrning och -injektering i borrhål från markytan inför uppförande av ramp och schakt. Ridåinjektering kommer därefter att utföras från markytan och ned till ett djup på 50–100 m kring påslaget för rampen och kring samtliga schakt. Ridåinjekteringen syftar främst till att täta större horisontella sprickor i bergets övre del.

Injektering av ramp och schakt kommer huvudsakligen att behövas ned till ett djup på ca 200 m. Helt tät betonginklädning (så kallad lining) av den övre delen av rampen har övervägts, men kommer inte att genomföras på grund av förväntade tekniska svårigheter och höga kostnader /SKB 2009b/. Skipschaktet (som utförs som ett så kallat sänkschakt) kommer att injekteras i takt med schaktdrivningen. Övriga schakt uppförs genom så kallad stigortsborrning. Kring dessa kommer injektering att utföras i form av kompletterande ridåinjektering.

Under 200 m djup kommer injektering av tunnlar och andra undermarksutrymmen huvudsakligen att kunna utföras genom selektiv förinjektering. I det framtagna injekteringskonceptet /SKB 2009b/ ingår därför att injekteringsbehovet kontinuerligt bedöms via borrning av och tester i sonderingshål. Bergrummen inom centralområdet injekteras huvudsakligen genom selektiv förinjektering, med systematisk förinjektering inom begränsade avsnitt. Deponeringstunnlarna kommer att injekteras genom systematisk förinjektering vid passage av deformationszoner, och med selektiv förinjektering mellan sådana zoner.

Som nämnts ovan, kommer den injekterade zonens vattengenomsläpplighet ( $K_{inj}$ ) att variera lokalt, beroende på en mängd faktorer. Som en ”tumregel” brukar man kunna förutsätta att en väl genomförd injektering kring en tunnel eller ett bergrum ger en reduktion av vattengenomsläppligheten i det närmast omgivande berget med en faktor 100 /SKB 2009b/. I fallet med Forsmark, bedöms  $K_{inj} = 10^{-8}$  m/s kunna uppnås vid passage av deformationszoner genom att enbart använda cementbruk som injekteringsmedel, medan  $K_{inj} = 10^{-9}$  m/s kan vara möjligt att uppnås om även injekteringsmedel av typ silica sol används /SKB 2009b/.

## 2.4 Vattenhantering

I detta avsnitt ges en kort beskrivning av den planerade hanteringen av länshållningsvatten (det vatten som bortleds från slutförvarsanläggningen) samt övriga delar av vattenhanteringen vid slutförvarsanläggningen. För en närmare beskrivningar av vattenhanteringen, se /Ridderstolpe och Stråe 2007/.

### 2.4.1 Omhändertagande av länshållningsvatten

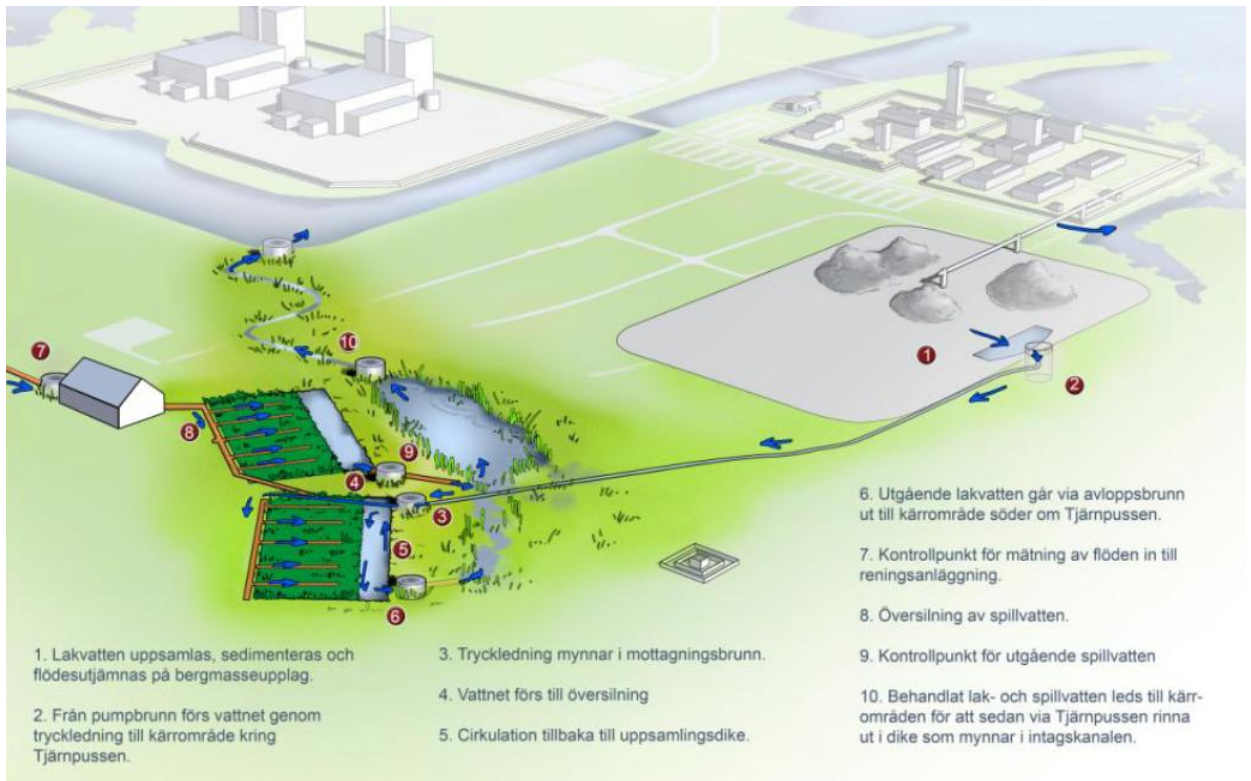
Länshållningssystemet i slutförvarsanläggningen samlar upp, förflyttar och renar inläckande grundvatten (så kallat bergdränage) och övrigt vatten inklusive bruksvatten som härrör från slutförvarsanläggningens undermarksdelar. Allt vatten som samlas upp på förvaringsnivå leds med självfall till pumpgropar i lokala lågpunkter och därefter via pumpar till två dränagebassänger, vilka är placerade i berghallen i centralområdet. I bassängerna sker sedimentering och oljeavskiljning. Bassängerna kan användas växelvis, till exempel i samband med slamtömning. I berghallen finns även en spolplats. Detta spolvatten passerar en separat oljeavskiljare innan det avleds till dränagebassängerna. Oljeavskiljning sker även i fordonshallen och i förråds- och verkstadshallen.

Från dränagebassängerna pumpas allt vatten från förvaringsnivå i ledningar i hisschaktet upp till marknivån. Via pumpanordningar och pumpgropar i nischer i rampen vid hisschaktets mellanplan pumpas vattnet upp stegvis i nivåintervall om 100 m. Vatten från rampen pumpas upp till markytan via samma pumpgropar. En genomsnittlig ramplutning på 1:10 innebär att det kommer att finnas en pumpgrop per ca 1 000 löpmetrar ramp.

Det uppumpade länshållningsvattnet samlas i en bassäng under ventilationsbyggnaden (för byggnadens läge, se Figur 2-2). Därifrån leds vattnet genom en värmeväxlare, i syfte att överföra värme till värmeåtervinningssystemet i ventilationsbyggnaden. Länshållningsvattnet kommer bland annat att innehålla kväve (sprängmedelsrester, främst under uppförandeskedet) samt salt (främst under driftskedet). Baserat på kemisk provtagning i kärnbrorrhål och i havet utanför Forsmark, kan man förvänta att bergdränages (som är en del av länshållningsvattnet) salthalt motsvarar salthalten i havet utanför Forsmark /SKB 2008a/. Länshållningsvattnet bedöms vara tillräckligt rent för att släppas ut i havsviken Söderviken utan ytterligare reningsåtgärder utöver de som beskrivits ovan /Ridderstolpe och Stråe 2007/. I avsnitt 6.1.8 beskrivs kortfattat konsekvenser av utsläpp av länshållningsvatten för marina miljöer.

### 2.4.2 Övrig vattenhantering

Dagvatten från vägar, gårdar, parkeringar och hustak inom driftområdet kommer att tas om hand genom lokal infiltration i grönytor. Bergupplaget är den yta inom driftområdet från vilken störst mängd nederbörd och smält snö kommer att ledas bort /Ridderstolpe och Stråe/; se Figur 2-8. Bergupplaget kommer att anläggas på en tätad yta, med omkringliggande vallar och diken. I dessa samlas nederbörd och smält snö (lakvatten) från bergupplaget och leds till en sedimentationsdamm. Från denna damm leds vattnet vidare till sjön Tjärnpussen. Vid sjön kommer lakvattnet att renas med recirkulation via en översilningsyta. SKB:s spillvatten kommer att renas i FKA:s (Forsmarks Kraftgrupp AB) nya reningsverk, som ska uppföras väster om sjön Tjärnpussen.



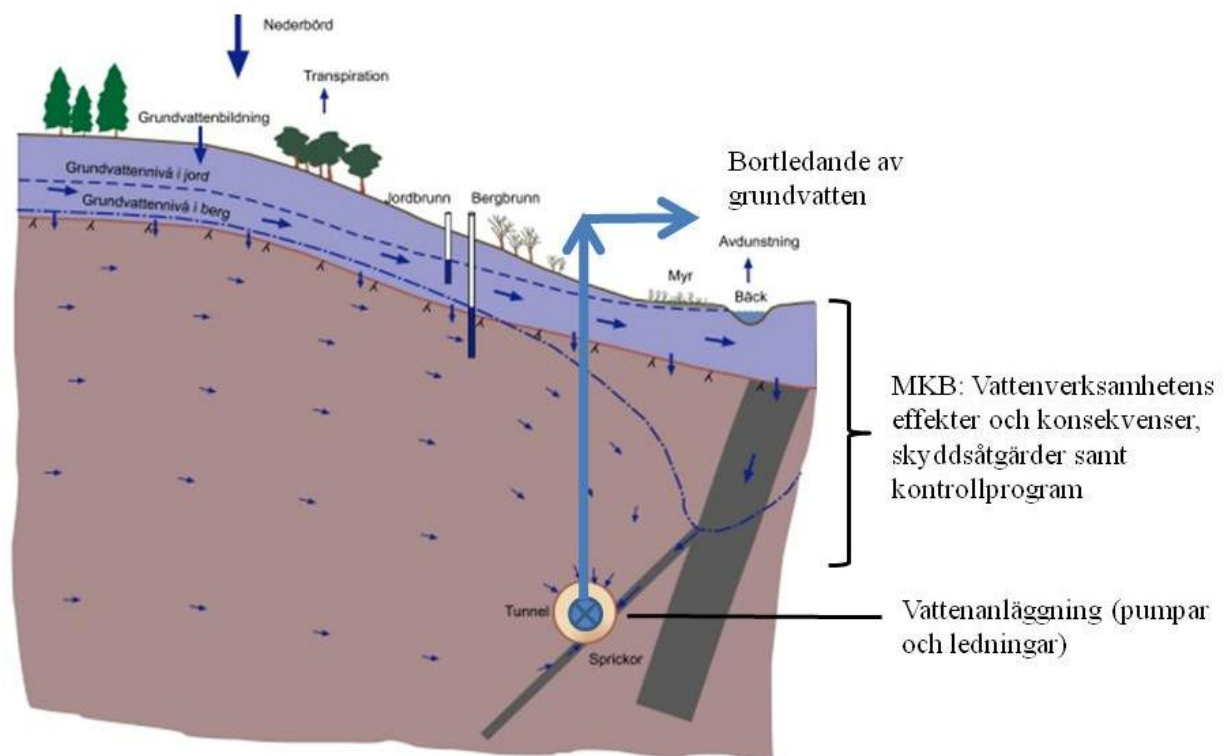
**Figur 2-8.** Översiktskarta som illustrerar den planerade vattenhanteringen ovan mark vid slutförvarsanläggningen i Forsmark /**Ridderstolpe och Stråe 2007**/

### **3 Bortledande av grundvatten vid byggande under mark: Potentiella effekter och konsekvenser**

Detta kapitel ger en allmän bakgrundsbeskrivning till de resultat, slutsatser och bedömningar som anges i kapitel 4–7. Specifikt innehåller kapitlet en sammanfattande beskrivning av de hydrogeologiska och hydrologiska effekter samt de konsekvenser som generellt kan uppstå till följd av bortledande av grundvatten från en undermarksanläggning av aktuell typ och storlek. Kapitlet förklarar även viktiga begrepp, processer och metoder som återkommer i senare delar av rapporten. Som nämns i inledningen till rapporten, tar denna rapport inte upp frågor som berör joniserande strålning eller långsiktig säkerhet. Detta innebär att effekter av grundvattenbortledningen som till exempel uppträngning av saltvatten till försvarsnivå eller nedträngning av syre till försvarsnivå inte beskrivs i detta kapitel.

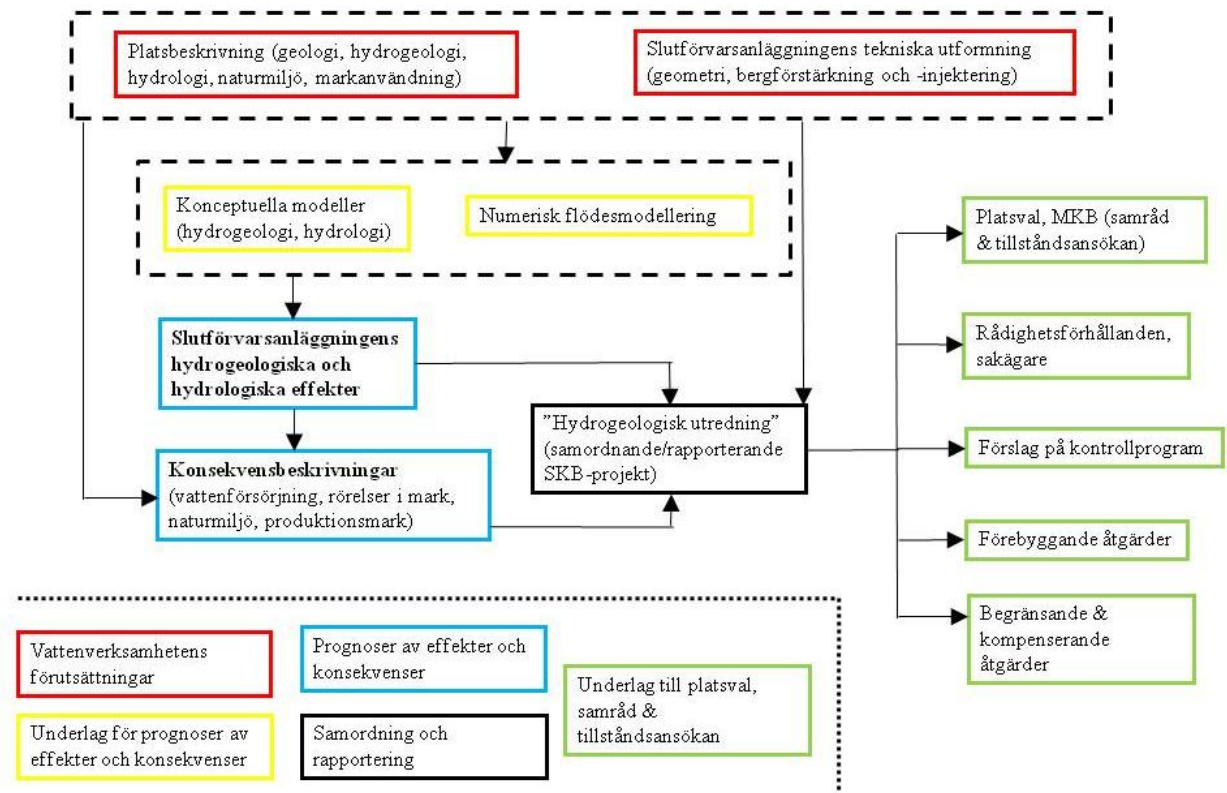
#### **3.1 Övergripande metodik och definition av viktiga begrepp**

Figur 3-1 visar några centrala begrepp i samband med bortledande av grundvatten från anläggningar under mark. I det fall som visas i bilden pumpas man bort det grundvatten som läcker in till en bergtunnel. Den effekt som då först kan identifieras är att vattenverksamheten (grundvattenbortledningen, eller länshållningen av bergtunneln) ger upphov till en hydraulisk gradient mot och ett inläckage av grundvatten till tunneln. Med ”vattenanläggningen” menas då de pumpar, ledningar och övriga installationer som används för att pumpa upp och leda bort det inläckande grundvattnet, liksom övrigt vatten som eventuellt hanteras i bergtunneln. Som nämnts tidigare, fokuserar denna rapport på den del av miljökonsekvensbeskrivningen som specifikt handlar om bortledande av grundvatten från slutförvarsanläggningen, den tillhörande vattenanläggningen, samt de effekter och konsekvenser som kan uppstå till följd av grundvattenbortledningen (se Figur 3-1). I detta ingår även att beskriva olika former av åtgärder om sådana behövs, samt att ge förslag på hur grundvattenbortledningens effekter och konsekvenser kan följas upp inom ramen för ett kontrollprogram.



**Figur 3-1.** Översikt över några grundläggande begrepp vid bortledning av grundvatten från undermarksanläggningar. Modifierad från /Follin och Axelsson 2000/. Notera att i det aktuella fallet kommer förslaget på kontrollprogram att utgöra en separat bilaga till tillståndsansökan /SKB 2009a/.

Figur 3-2 illustrerar SKB:s metodik och aktiviteter som berör bortledning av grundvatten från slutförvarsanläggningen. De röda rutorna i figuren beskriver förutsättningarna för vattenverksamheten, de gula och blåa rutorna beskriver vattenverksamhetens effekter och konsekvenser och de gröna rutorna anger ”utdata”, det vill säga underlag för val av plats för anläggningen, MKB, samråd och tillståndsansökan. Den svarta rutan symboliserar de samordnande och rapporterade aktiviteterna som berör SKB:s vattenverksamhet.



**Figur 3-2.** Övergripande illustration av SKB:s metodik och aktiviteter avseende vattenverksamhet i form av bortledning av grundvatten från slutförvarsanläggningen. Betydelsen av färgerna på rutorna sammanfattas längst ned till vänster i bilden. Röda rutor beskriver förutsättningarna för vattenverksamheten, gula och blåa rutor beskriver vattenverksamhetens effekter och konsekvenser och gröna rutor anger underlag för platsval, MKB, samråd och tillståndsansökan. Den svarta rutan symboliserar de samordnande och rapporterade aktiviteterna som berör SKB:s vattenverksamhet.

Som antyds i Figur 3-2, är begrepp som ”effekt” och ”konsekvens” centrala i sammanhanget. Det är därför viktigt att definiera vad som i rapporten menas med dessa begrepp, eftersom de kan användas på olika sätt. Med effekt avses i denna rapport vattenverksamhetens följder för de hydrogeologiska och hydrologiska förhållandena. Begreppet effekt inbegriper då (sekundära) effekter, i form av effekter på de fysikaliska (mekaniska), kemiska och biologiska förhållandena i mark och vatten. Med konsekvens menas något som påverkas till följd av vattenverksamhetens effekter. För konkreta exempel på effekter och konsekvenser, se avsnitt 3.2-5. Notera att i /SKB 2009c/ används även begreppet ”påverkan”, vilket där specifikt avser avsänkning av grundvattenytan; i denna rapport innefattas avsänkning av grundvattenytan i begreppet effekt.

Utifrån ovanstående definitioner av begreppen effekt och konsekvens, följer att åtgärder kan indelas i förebyggande, begränsande och kompenserande åtgärder. Den förstnämnda typen av åtgärder syftar då till att förebygga vattenverksamhetens effekter, till exempel genom att anpassa läget och utformningen på undermarksanläggningen och/eller att genom injektering söka minska inläckaget av grundvatten. De två senare typerna av åtgärder inriktas på att begränsa eller kompensera vattenverksamhetens

konsekvenser. Exempel på sådana åtgärder kan vara att infiltrera vatten för att upprätthålla grundvattennivån och därmed begränsa konsekvenser för vattenförsörjningen, eller att ersätta en bergborrad brunn med annan form av vattenförsörjning (vilket då är en kompenserande åtgärd).

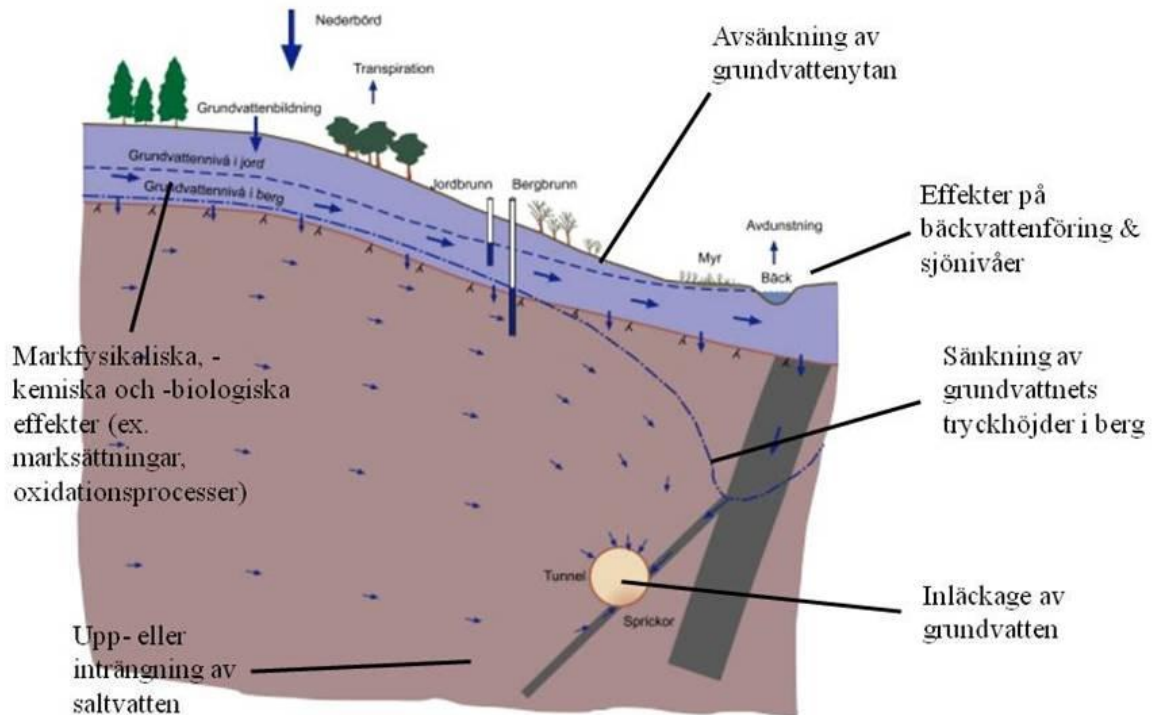
Vidare används begreppet ”påverkansområde” frekvent i rapporten, även om alltså begreppet påverkan inte används i övrigt; möjligen skulle ”effektområde” vara mer konsekvent. Begreppet används här ändå, eftersom det (vid sidan om ”influensområde”, ”kontrollområde” och liknande) kan ses som om inte etablerat, så i alla fall välanvänt i dessa sammanhang. I syfte att ändå undvika några missförstånd, kommer där begreppet används i denna rapport anges vad som specifikt avses. I regel avser begreppet grundvattnets tryckhöjder i berg eller grundvattenytans läge, beroende på vilken typ av konsekvens som ska behandlas. Med ”påverkansområdet” menas då det område inom vilket grundvattnets tryckhöjder på en viss nivå sänks eller grundvattenytan avsänks till följd av grundvattenbortledningen. Påverkansområdets storlek för en viss sänkings- eller avsänkingsgräns avser storleken på det område där sänkningen/avsänkningen överstiger den gränsen. I dessa sammanhang brukar man i regel avse påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning, även om det sällan brukar specificeras.

Storleken och formen på påverkansområdet styrs av ett flertal faktorer, bland annat de hydrauliska egenskaperna och geometrin hos sprickzoner i berget kring undermarksanläggningen, samt den hydrauliska kontakten mellan jord och berg. Påverkansområdet kan därför komma att få en mycket oregelbunden form (geografisk utsträckning). Det krävs därför detaljerad kunskap om till exempel sprickzoners egenskaper för att på förhand, med någon precision, kunna förutse storleken och formen på påverkansområdet innan undermarksanläggningen är uppförd. Som framgått av det ovanstående, bör det ändå poängteras att definitionen av ”påverkansområdet” är helt godtycklig, till exempel vad gäller avsänkningen vid påverkansområdets gräns. I denna rapport anges därför dels vilken tidperiod som avses (till exempel års- eller månadsmedelvärden) och dels storleken på den avsänkning som definierats vid påverkansområdets gräns.

### **3.2 Hydrogeologiska och hydrologiska effekter**

Figur 3-3 ger en översikt över olika typer av hydrogeologiska och hydrologiska effekter vid bortledande av grundvatten från undermarksanläggningar. För en beskrivning av de effekter som anges i bilden, se nedanstående avsnitt.





**Figur 3-3.** Översikt över olika typer av hydrogeologiska och hydrologiska effekter vid bortledning av grundvatten från undermarksanläggningar. Modifierad från [Axelsson och Follin 2000](#). Observera att både begreppen grundvattennivå och tryckhöjd används i bilden (se definitioner i texten).

### 3.2.1 Inläckage av grundvatten

Om en undermarksanläggning i berg förläggs under grundvattenytan och länshålls kommer grundvatten att läcka in till anläggningen, främst i de delar där anläggningen är i kontakt med grundvattenförande sprickor och sprickzoner i berget. Inläckagets storlek styrs främst av bergets (sprickornas och sprickzonernas) vattengenomsläpplighet [/Axelsson och Follin 2000](#). Som nämnts ovan, brukar grundvattenförande sprickor och sprickzoner i kontakt med anläggningen normalt tätas (injekteras) i syfte att minska inläckaget (se avsnitt [2.3](#)). Det är dock inte praktiskt möjligt att konstruera en större undermarksanläggning som är helt tät mot det omgivande berget, varför ett visst inläckage av grundvatten kommer att ske även om injektering utförs.

### 3.2.2 Inläckagets effekter på grundvattennivåer i berg och jord

Det är viktigt att skilja på begreppen grundvattennivå (se vidare nedan) och grundvattenyta; båda dessa förekommer i denna rapport beroende på sammanhanget. Om ett rör som är öppet i båda ändarna drivs ner i marken, kan grundvattennivån vid rörspetsen definieras som den nivå till vilken vattenytan inställer sig i röret. Vattenytans nivå i röret representerar dels nivån (över ett visst referensplan) där rörspetsen är belägen, och dels grundvattnets tryck(höjd) i denna punkt. En grundvattennivå refererar därmed alltid till en viss punkt, det vill säga den punkt där mätningen görs. Av detta följer att grundvattennivån är konstant med djupet endast om grundvattenflödet, som beror på skillnader i grundvattennivå, inte har någon vertikal komponent. I syfte att tydliggöra skillnaden på grundvattennivån i en viss punkt och grundvattenytan (se

nedan), används i denna rapport begreppet ”grundvattnets tryckhöjder” på en viss nivå. Dessa tryckhöjder kan då förenklat beskrivas som höjderna på de vattenpelare, som har sina bottenar på denna nivå.

Grundvattenytan kan definieras som en strömlinje vid gränsen mellan den mättade och den omättade zonen. Denna yta har direktkontakt med och samma tryck som atmosfären. Ytan framträder först som en sådan i en brunn, en grop, i ett öppet perforerat rör eller i ett schakt som går ner i gränsen mellan den mättade och den omättade zonen. Förändring (avsänkning) av grundvattenytan är av speciellt intresse i detta sammanhang, eftersom sådana förändringar har inverkan på det ytnära vattensystem som till exempel växter och djur är beroende av. Förändring (sänkning) av grundvattnets tryckhöjder i berget är dock viktig för bergborrade brunnar, eftersom en sänkning av tryckhöjden kan försämra kapaciteten i sådana brunnar.

Länshållningen av och inläckaget till en undermarksanläggning medför en sänkning av grundvattnets tryckhöjder i berget kring anläggningen, se till exempel /Knutsson och Morfeldt 1993/. Trycksänkningen blir störst närmast anläggningen och avtar sedan med avståndet från detta. Trycksänkning på längre avstånd från anläggningen sker främst längs med sprickzoner som är i kontakt med anläggningen. Om sådana sprickzoner i sin tur är i kontakt med större sjöar, bäckar eller med havet begränsas påverkansområdets storlek, om dessa fungerar som ”infiltrationsmagasin”. En förutsättning för att grundvattenytan ska avsänkas är att grundvattnets tryckhöjd sänks någonstans under grundvattenytan, och att det finns en hydraulisk kontakt mellan den punkt där trycksänkningen sker och grundvattenytan. Om grundvattenytan ligger i jordlagren, kan en avsänkning av grundvattenytan således endast ske inom de områden där det sker en sänkning av grundvattnets tryckhöjder i de övre delarna av berget. En djupt belägen undermarksanläggning i berg kan i sin tur endast orsaka en märkbar sänkning av grundvattnets tryckhöjder i bergets övre delar (och därmed en avsänkning av grundvattenytan) om det finns sammanhängande, grundvattenförande sprickor eller sprickzoner upp mot de övre delarna av berget och jordlagren /Axelsson och Follin 2000/.

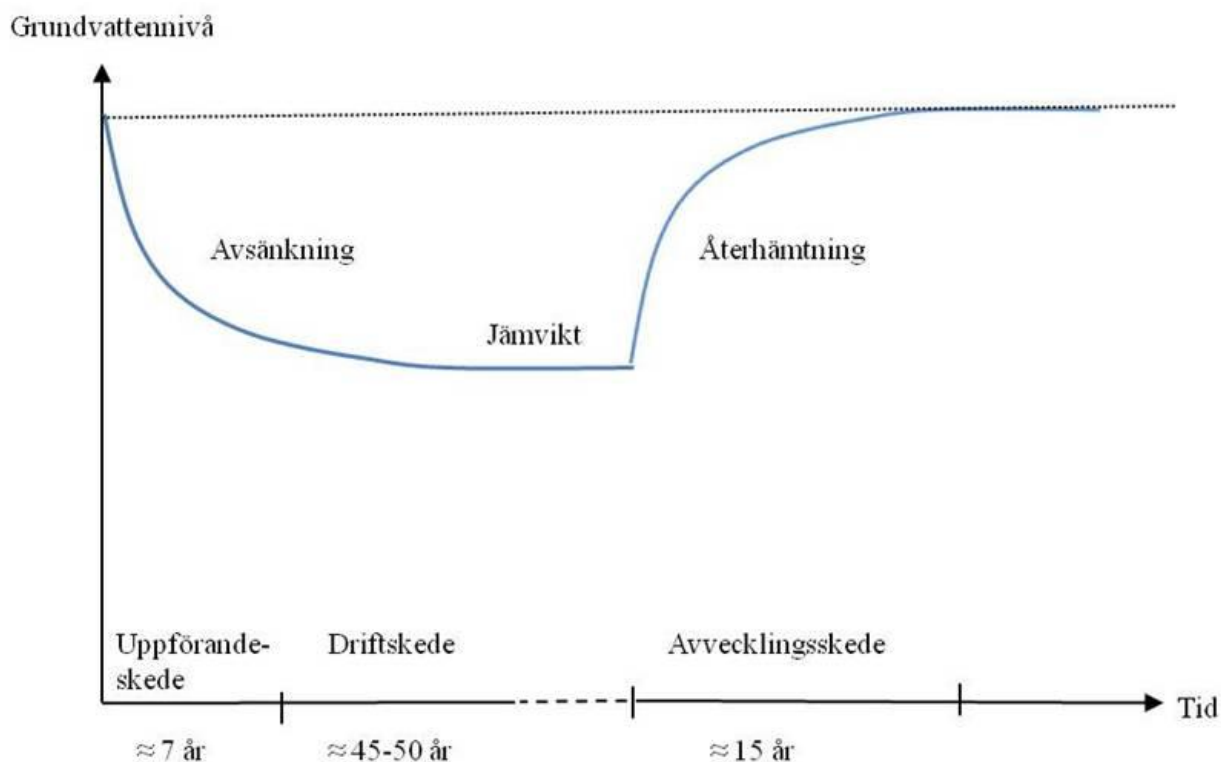
För fallet med en grundvattenyta i jordlagren gäller vidare att storleken på grundvattenytans avsänkning beror på sänkningen av grundvattnets tryckhöjder i berget, jordlagrens vattengenomsläpplighet, vattenhållande egenskaper och storleken på grundvattenbildningen till jordlagren /Axelsson och Follin 2000/. Om jordlagren har låg vattengenomsläpplighet, är det i regel endast en liten grundvattenbildning (flöde) från jord till berg. Exempel på sådana täta jordarter är lerig eller siltig morän. Samma sak gäller om det finns sammanhängande skikt med tätare lager i en jord som i övrigt är vattengenomsläpplig. Grundvattenbildningen från jord till berg, och därmed avsänkningen av grundvattenytan, blir större om jordlagren består av grövre jordarter. Exempel på sådana grövre jordarter är sand, grus eller sandig-grusig morän.

Storleken och formen på påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning styrs dels av sprickzonerna i berget (via vilka grundvattenbildning kan ske från jord till berg), men också av den hydrauliska kontakten mellan grund- och ytvatten, den hydrauliska kontakten mellan jord och berg, jordlagrens vattengenomsläpplighet och mäktighet samt i viss mån topografin. Den senare faktorn har ingen egen betydelse för avsänkningen och dess påverkansområde, men man kan säga att topografin återspeglar de hydrogeologiska förhållandena. Erfarenheten har visat att grundvattenavsänkning kring undermarksanläggningar i berg, i de fall någon grundvattenavsänkning alls har kunnat

observeras, ofta blir störst i lågpunkter i terrängen, som ofta sammanfaller med utgåendet av grundvattenförande sprickzoner i berget /Axelsson och Follin 2000/. I synnerhet är risken för grundvattenavsänkning stor i sådana lågpunkter om det finns grövre jordarter (till exempel sand, grus eller sandig-grusig morän) ovanpå bergöverytan.

I en erfarenhetssammanställning /Axelsson och Follin 2000/ anges att man utifrån erfarenheter från grundvattenbortledning från undermarksanläggningar inte kan förvänta någon påtaglig avsänkning av grundvattenytan ovan en anläggning av aktuell typ och storlek i områden som består av täta jordarter. Å andra sidan kan grundvattenmagasinet i jord tömmas helt om området består av till exempel sand och grus, och om jordlagren har en mäktighet av storleksordningen någon meter. Om jordlagren är mäktigare (flera meter) kan det ske en grundvattenavsänkning, men utan att grundvattenmagasinet i jord töms helt.

Som anges i avsnitt 2.2, kan slutförvarsanläggningens "livscykel" delas in i tre övergripande skeden: uppförandeskede, driftskede och avvecklingskede (förslutning). Dessa skeden innebär att hela anläggningen inte kommer att vara öppen på en gång. Enligt Figur 3-4 innebär detta att avsänkning uppstår och fortgår under de två första skedena, men avtar (grundvattenytan återhämtas) i samband med att förslutningen påbörjas och grundvattenbortledningen avtar för att sedan upphöra helt. Avsänkning och storleken på påverkansområdet ökar tills det råder balans mellan inläckaget till slutförvarsanläggningen och grundvattenbildningen till berget från jordlager, bäckar, sjöar och hav. Erfarenheterna visar att "jämviktsläget" i Figur 3-4 sannolikt kommer att uppstå relativt snabbt, säg inom de första åren /Axelsson och Follin 2000/. Dessa frågor behandlas i mer detalj i kapitel 5, med avseende på en slutförvarsanläggning i Forsmark.



**Figur 3-4.** Avsänkningens och återhämtningens principiella tidsförlopp under skedena uppförande, drift och avveckling. Modifierad från /Axelsson och Follin 2000/.

### **3.2.3 Uppträngning eller inträngning av saltvatten**

Saltvatten har högre densitet än sötvatten. Detta innebär att salt grundvatten (relikt saltvatten från tidigare havsstadier, eller saltvatten från nuvarande hav) som regel återfinns under det söta grundvattnet. Djupet till det salta grundvattnet varierar och beror till exempel på höjden över och avståndet till havet. Bortledande av grundvatten från en undermarksanläggning i berg kan medföra en uppträngning av salt grundvatten från större djup och/eller inträngning av saltvatten (bräckvatten) från havet, om anläggningen är belägen nära kusten.

### **3.2.4 Hydrologiska effekter**

Förändringar av grundvattnets tryckhöjder i berg och grundvattenytans läge kan påverka områdets vattenbalans och leda till en minskad utströmning av grundvatten. En minskad grundvattenutströmning kan i sin tur minska ytvattennivåer i sjöar och våtmarker och vattenföringen i bäckar. Speciellt känsliga för detta är våtmarker som helt eller till största delen försörjs via utströmmande grundvatten (till exempel källflöden). Känsligheten är generellt mindre för sjöar och våtmarker som helt eller till största delen försörjs via bäckar (om vattenföringen i dessa inte påverkas av grundvattenbortledningen), nederbörd eller smältvatten.

## **3.3 Markfysikaliska effekter och effekter på mark- och vattenkemiska förhållanden**

### **3.3.1 Markfysikaliska effekter**

En avsänkning av grundvattenytan ger en ökad belastning på marklagren genom att det mekaniska stödet från vattnet minskar. Den ökade belastningen motsvarar ca  $1 \text{ ton/m}^2$  per avsänkt meter. Denna belastning kan orsaka en konsolidering (volymminskning) av marken. Detta kan i sin tur orsaka marksättningar, det vill säga orsaka att marknivån sjunker.

Vid en långvarig eller permanent grundvattenavsänkning uppstår de mest märkbara markfysikaliska effekterna av ovanstående typ på organogena jordar (torv, gyttja och dy) samt kohesionsjordar (silt och lera; korndiameter  $< 0,06 \text{ mm}$ ). Till organogena jordar räknas jordarter som är bildade från växt- och djurrester. I friktionsjordar (korndiameter  $> 0,06 \text{ mm}$ ) stödjer mineralkornen varandra, vilket innebär att en avsänkning av grundvattenytan inte medför någon konsolidering av betydelse. I en kohesionsjord verkar inte bara friktionskraften mellan jordpartiklarna utan även den fysikaliska kraften kohesion. Kohesionen, som utgörs av molekyllära attraktionskrafter mellan de mycket små partiklarna i jorden, innebär att jordpartiklarna är sammanhäftade. Som kohesionsjordar räknas främst lerjordar, men även siltjordar kan delvis uppvisa kohesionsegenskaper. Finkorniga moräner, som har en hög andel lera och silt, kan också uppträda som kohesionsjordar.

Organogena jordar är sättningskänsliga, på grund av generellt hög porositet och låg kompkt densitet. Av de organogena jordarna är torv med låg nedbrytningsgrad mest sättningskänslig. Dessa processer påverkar i sin tur omsättningen av vatten, gaser, samt andra biogeokemiska processer i torven. En fortgående sättning (volymändring) av en torvjord beror därför inte bara på kompakteringen i sig, utan även av det organiska materialets mineralisering. En avsänkning av grundvattenytan kan också medföra att rötter från träd och andra växter kan tränga längre ner i marken, speciellt om grundvattenytan tidigare legat nära markytan. Detta kan ytterligare öka syresättningen i marken och påskynda mineraliseringen av det organiska materialet.

Gyttj jordar har en relativt hög kolhalt ( $>1\%$ ) och därmed också en relativt låg volymvikt ( $<1,1\text{ g/cm}^3$ ) /Nilsson 2009/. Porositeten är ofta större än  $60\%$ . När gyttj jordar dräneras, krymper de och formar permanenta sprickor med en kraftig aggregatstruktur. Uppkomsten av permanenta sprickor medför att dessa jordar blir väl-dränerade. Den primära markytesyänkningen (sättning, konsolidering och krympning) dominerar de första åren efter en avsänkning av grundvattenytan. Därefter blir den sekundära markytesyänkningen (nedbrytningen av det organiska materialet) den främsta orsaken till marksättningen. Direkt efter en grundvattenavsänkning sker normalt marksättningen mycket snabbt, till följd av processerna sättning, konsolidering och krympning. Efter en tid avtar markytesyänkningen och beror då i första hand på en ökad nedbrytning av organiskt material. Det finns praktiska exempel som visar att dikning av torvmarker kan medföra en sättning av markytan som är  $10\text{--}30\%$  av torvlagrets tjocklek /Nilsson 2009/.

I torvjordar är nedbrytningen av organiskt material mer markant, jämfört med gyttj jordar. Näringsrik kärrtorv har i regel en högre humifieringsgrad och därmed mindre porer än ”näringsfattig” torv i högmossar, som domineras av så kallad sphagnumtorv. Marksättningen på grund av processerna sättning, konsolidering och krympning blir därför mindre i en kärrtorvmark, jämfört med en högmosse /Nilsson 2009/. Å andra sidan finns det i regel förutsättningar för snabbare nedbrytning av det organiska materialet i en kärrtorvmark. Över längre tidsperioder (i storleksordningen decennier) blir därför den totala marksättningen större på kärrtorvmarker jämfört med högmossar.

### 3.3.2 Effekter på mark- och vattenkemiska förhållanden

En avsänkning av grundvattenytan kan förändra markens redoxförhållanden genom en ökad tillgång på syre. Redoxförhållandena har stor inverkan på olika kemiska och biologiska processer i mark och vatten. Begreppet redox står för en grupp kemiska reaktioner som innebär att elektroner överförs; när ett ämne oxideras lämnar det ifrån sig elektroner till ett annat ämne, som då reduceras. En ökad tillgång på syre i marken kan leda till en ökad oxidation (aerob nedbrytning) av organiskt material, vilken normalt sker mycket snabbare än anaerob nedbrytning under syrefattiga eller -fria förhållanden. Den ökade nedbrytningen kan i sin tur påverka omsättningen av kol och kväve i marken. Detta gäller främst i mark med högt innehåll av organiskt material och därmed högt innehåll av kol och kväve, till exempel torvmarker.

Vid nedbrytning av organiskt material i marken bildas koldioxid, vilket är en växthusgas. En avsänkning av grundvattenytan kan därmed ge en ökad bildning av koldioxid. Aeroba förhållanden kan vidare innebära att organiskt bundet kväve mineraliseras (oxideras) till ammonium, vilket kan bilda nitrit och därefter nitrat (så kallad nitrifikation) genom oxidation i två steg. Nitrifikationsprocessen är försurande (ger lägre pH), eftersom vätejoner frigörs vid omvandlingen till nitrit. Nitrifikation innebär en ökad kvävetillgänglighet och kan innebära ett ökat kväveläckage, eftersom nitrat har låg grad av fastläggning till jordpartiklar och därmed hög rörlighet. Nitrifiering kan därför bidra till eutrofiering av bäckar och sjöar. Vid anaeroba förhållanden kan så kallad denitrifikation ske, vilket innebär att nitratkväve används istället för syre vid oxidation av organiskt material. Vid denna process kan kvävgas och växthusgasen lustgas avgå.

Vid oxidation av organiskt material i marken kan baskatjoner (till exempel kalcium, magnesium och kalium) frigöras, vilket i viss mån kan motverka försurning på grund av

nitrifikation samt oxidation av sulfidmineral (se nedan). En ökad tillgång på syre i marken kan även leda till ökad oxidation av oorganiska mineral, innehållande till exempel svavel, järn och mangan. Gytta och andra organiska sediment som bildats i havs- och sjömiljöer kan innehålla stora mängder svavel, eftersom detta är en viktig beståndsdel i växter och djur (främst bundet i proteiner). Vissa sådana sediment, så kallade sulfidjordar, kan innehålla stora mängder sulfidmineral (till exempel järnsulfiden pyrit) som bildats under reducerande (syrefria) förhållanden.

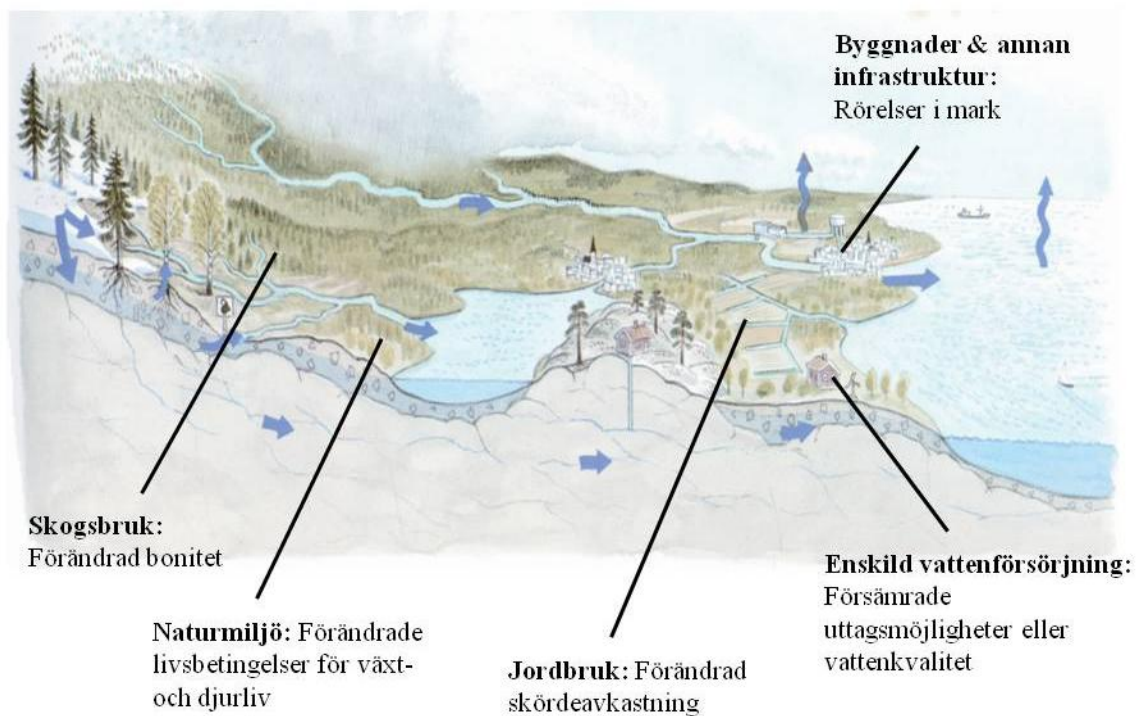
Vid tillgång på syre kan sulfidmineral oxideras, vilket liksom nitrifikation (se ovan) är en försurande process. Oxidation av järnsulfider sker inledningsvis med syre, men kan därefter ske med trevärt järn som oxidant; den senare processen är snabbare än oxidation med syre som oxidant. Bildandet av trevärt järn är en långsam process, som dock kan katalyseras (påskyndas) av så kallade autotrofa järnbakterier. Oxidationsprodukterna vid oxidation av sulfidmineral kan vid kontakt med luftens syre ge rostutfällningar av järn, mangan och aluminium. Sulfidhaltiga sediment kan även innehålla spårämnen såsom arsenik, kadmium, kobolt, nickel, bly och zink. Vid en oxidation av sulfidmineral kan sådana spårämnen frigöras; dels de spårämnen som är associerade till sulfidmineral och dels genom den ökade kemiska vittring som sker vid surare förhållanden.

De processer och förändringar som beskrivs ovan sker naturligt över året och mellan olika år. Sammantaget visar ovanstående dock att en varaktig avsänkning av grundvattenytan kan påverka de kemiska förhållandena i marken, i ytnära grundvatten och därmed i bäckar och andra ytvatten till vilka grundvattenutströmning sker. Sammanställningen visar att de jordarter där de kemiska förhållandena förändras vid en grundvattenavsänkning främst förekommer i våtmarker.

Det bör även noteras att ett ökat grundvattenflöde från jord till berg vid grundvattenbortledning från berg kan innebära en påverkan på de grundvattenkemiska förhållandena i berget; berggrundvattnet kan få en vattenkemisk ”signatur” som liknar det ytnära grundvattnet, till exempel i form av minskad kloridhalt. Det kan uppstå grundvattenkemiska förändringar i de övre delarna av berget, specifikt i områden där en grundvattenbortledning i berg leder till en avsänkning av grundvattenytan i jordlagren, förändrade redoxförhållanden och kemiska processer i det ytnära grundvattnet enligt ovan, och ett ökat grundvattenflöde från jord till berg (se till exempel /Hultberg et al. 2005/). Effekterna på de grundvattenkemiska förhållandena i den övre delen av berget styrs därmed av grundvattenbortledningens effekter på grundvattenytan, de kemiska förhållandena i det ytnära grundvattnet och effekterna på grundvattenflödet mellan jord och berg.

### **3.4 Konsekvenser vid bortledande av grundvatten**

Figur 3-5 ger en översikt över olika typer av konsekvenser som kan uppstå vid bortledande av grundvatten från undermarksanläggningar. För en beskrivning av de typer av konsekvenser som anges i bilden, se nedanstående avsnitt.



**Figur 3-5.** Översikt över olika typer av konsekvenser vid bortledning av grundvatten från undermarksanläggningar. Med skogsbonitet (bördighet) menas skogens naturgivna virkesproducerande förmåga.

### 3.4.1 Konsekvenser för naturvärden

De ”naturobjekt” som främst bedöms kunna påverkas vid bortledning av grundvatten är sådana som är belägna i utströmningsområden, eller som genom ytvattentillförsel är anpassade för blöta eller fuktiga förhållanden. Exempel på sådana naturobjekt är bäckar, våtmarker och blöta/fuktiga skogspartier. Vid värderingen av naturvärden i Forsmarksområdet har fyra naturvärdesklasser använts /Hamrén och Collinder 2009/, enligt en metodik som utarbetats av Naturvårdsverket. Metodiken för naturvärdesklassningen beskrivs närmare i avsnitt 6.1.

Det finns inte tillräckligt vetenskapligt underlag för att i någon exakt mening prognostisera de konsekvenser för vegetation och biologisk mångfald som uppstår vid förändringar av de hydrogeologiska och hydrologiska förhållandena /Sidenvall och Birgersson 1998, Florgård et al. 2000, Hamrén och Collinder 2009/. Det finns dock en hel del praktiska erfarenheter, främst från till exempel konsekvenser för markvegetation vid markavvattning (dikning), i synnerhet vad gäller konsekvenser för biologisk mångfald och rödlistade arter. Detta medför att en platspecifik konsekvensbeskrivning till stora delar blir baserad på sådana tidigare erfarenheter.

Erfarenheter från andra undermarksprojekt visar generellt på måttliga effekter på vattenförhållandena i de övre delarna av marken, det vill säga det vattensystem som växter och djur är beroende av; detta trots att det i vissa fall uppstått en omfattande sänkning av grundvattnets tryckhöjder i berg /Florgård et. al 2000/. Det här kan tolkas som att vegetationen lever i ett ”trögt” system, inom vilket observerbara konsekvenser kan ta mycket lång tid. Undantag från detta kan vara våtmarker, sumpskogar och även vegetation på friska marker. Inom sådana områden kan växter och djur konstant vara

beroende av ett ytligt och rörligt grundvatten. En viktig hypotes i dessa sammanhang är att en avsänkning av grundvattenytan och den tillhörande ökade markluftningen generellt kan gynna vissa arter på bekostnad av andra. Till exempel kan vissa kärlväxter och mossor gynnas på bekostnad av "våtmarksarter".

Kontinuitet är en av de viktigaste grundförutsättningarna för biologisk mångfald. När nya naturtyper ersätter gamla bryts kontinuiteten. Andelen sumpskogar och kärr i ett område kan minska och ersättas av friska gran- och blandskogar. Öppna kärr kan förbuskas eller ersättas av sumpskogsmiljöer, med påföljande förändring av den biologiska mångfald som är knuten till kärrmiljöerna. I friska skogsmiljöer kan örtbarrskogar övergå i artfattigare och mer homogen skog.

Det kan antas att en kortvarig avsänkning av grundvattenytan (en vegetationsperiod) inte medför några negativa ekologiska konsekvenser; en kortvarig avsänkning kan liknas vid ett torrår. Negativa ekologiska konsekvenser bedöms dock kunna uppstå vid en avsänkning under mer än två vegetationsperioder. Vidare bedöms en avsänkning under mer än sex vegetationsperioder kunna ge upphov till irreversibla konsekvenser; även om grundvattenytan återhämtas, kan naturvärdena vara påverkade eller förlorade efter en så långvarig avsänkning /Florgård et al. 2000/.

#### **3.4.2 Konsekvenser för produktionsmark**

En avsänkning av grundvattenytan kan medföra negativa konsekvenser för jord- och skogsbruk i form av minskad skördetillväxt och bonitet (skogens naturgivna virkesproducerande förmåga), speciellt under torrperioder. Förutsättningarna för detta diskuteras närmare i avsnitten 6.2.1–2.

#### **3.4.3 Konsekvenser för jord- och bergbrunnar**

Brunnar som används för vatten- eller energiförsörjning kan få konsekvenser i form av försämrade uttagsmöjligheter på grund av sänkning av grundvattnets tryckhöjd (bergborrade brunnar) eller avsänkning av grundvattenytan (jordbrunnar). En möjlig konsekvens är också försämrad vattenkvalitet, på grund av uppträngning eller inträngning av saltvatten (avsnitt 3.2.3) och/eller effekter på markkemiska processer (avsnitt 3.3.2).

#### **3.4.4 Konsekvenser för byggnader och infrastruktur**

Bortledning av grundvatten från en undermarksanläggning kan medföra konsekvenser för byggnader och infrastruktur, såsom vägar samt ledningar för VA och telekommunikation. Dessa konsekvenser kan uppstå till följd av marksättningar (avsnitt 3.3.1) som i sin tur kan ge upphov till sättningar av byggnader. Som nämnts ovan, gäller detta främst byggnader eller andra anläggningar förlagda till områden med organiska jordar eller kohesionsjord, utan pålning eller annan grundläggning till fast mark eller berg. En avsänkning av grundvattenytan kan medföra negativa konsekvenser för byggnader som grundlagts på träpålar, eftersom sådana pålar kan ruttna vid ökad syretillgång.

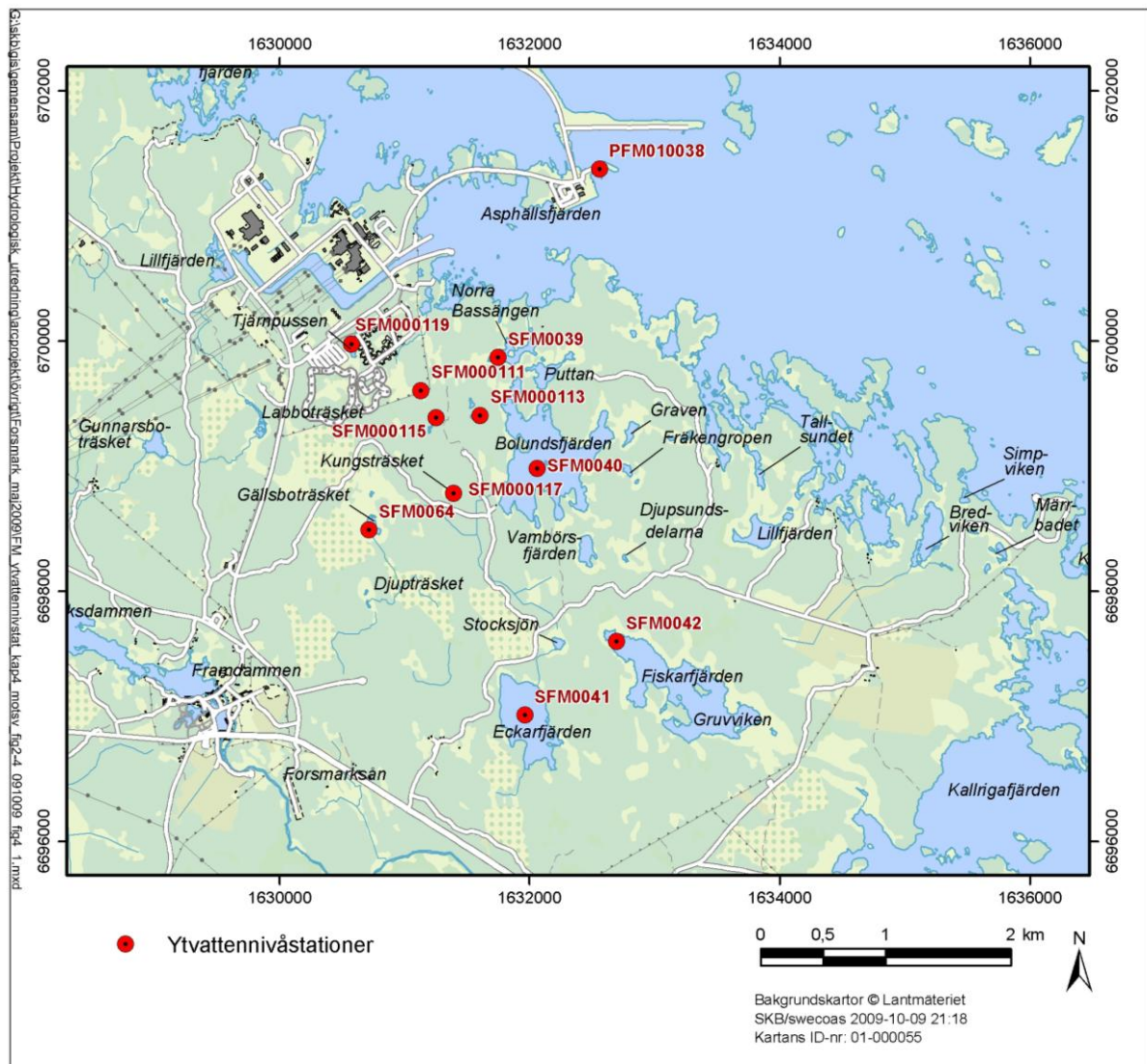


## 4 Nuvarande förhållanden i Forsmarksområdet

I detta kapitel ges en kortfattad översikt över nuvarande förhållanden i Forsmarksområdet. Beskrivningen är fokuserad på aspekter som är relevanta för de bedömningar av vattenverksamhetens effekter och konsekvenser som presenteras i kapitel 5 och 6. För närmare beskrivningar av Forsmarksområdet och de aspekter som behandlas, se /Follin 2008, Johansson 2008, Lindborg (ed.) 2008, SKB 2008a/.

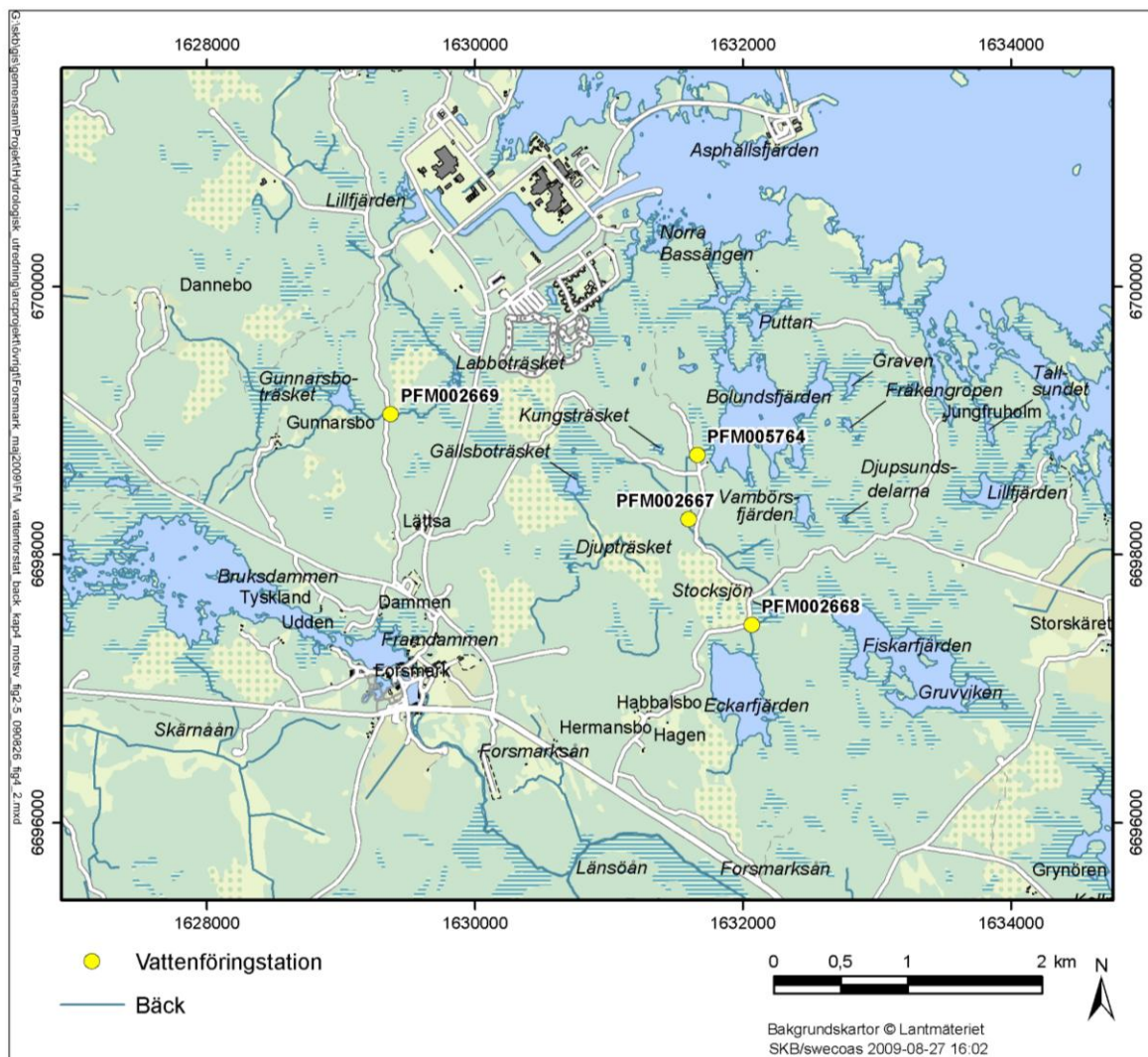
### 4.1 Topografiska, meteorologiska och hydrologiska förhållanden

Forsmarksområdet är låglänt och karaktäriseras av en småskalig topografi; nästan hela området är beläget under nivån 20 m.ö.h. För den så kallade referensnormalperioden 1961–1990 har medelvärdet på årsnederbörden skattats till 559 mm och den årliga avrinningen har skattats till ca 150–160 mm/år /Johansson 2008/. De största sjöarna i området är Fiskarfjärden (0,75 km<sup>2</sup>), Bolundsfjärden (0,61 km<sup>2</sup>), Eckarfjärden (0,28 km<sup>2</sup>) och Gällsboträsket (0,19 km<sup>2</sup>). Dessa sjöar visas i Figur 4-1, som även visar lägena för de elva befintliga ytvattennivåstationerna (pegelrör) i området. Av dessa är sex installerade i sjöar, fyra i kalkgölar och en i havet. Dessa stationer och även de vattenföringsstationer som visas i Figur 4-2, har installerats inom ramen för SKB:s platsundersökningar i Forsmark. Sjöarna är grunda, med medeldjup och största djup mellan 0,1 och 1 m respektive 0,4 och 2 m. Under perioder med höga havsnivåer förekommer inträngning av havsvatten till de lägst belägna sjöarna närmast kusten (Norra Bassängen, Puttan, Bolundsfjärden och Lillfjärden, vid extremt höga havsnivåer även Fiskarfjärden).



**Figur 4-1.** Översiktskarta som visar lägena för de största sjöarna i Forsmarksområdet. Kartan visar även lägena för de elva befintliga ytvattennivåstationerna (pegelrör) i området, varav sex är installerade i sjöar, fyra i kalkgölar (SFM000111, -113, -115, och -117) och en i havet /Johansson 2008, Werner et al. 2009b/.

Inom området finns det många våtmarker och små bäckar. Vattenföring förekommer normalt under större delen av året i bäckarna nedströms sjöarna Gunnarsboträsket, Eckarfjärden och Gallsboträsket (se Figur 4-2). Även dessa bäckar kan dock vara torrlagda under varma perioder på somrarna. Många av bäckarna har fördjupats för att erhålla en förbättrad markdränering. Bäckarna i området visas i översiktskartan i Figur 4-2, som också visar lägena för de fyra befintliga vattenföringsstationerna i området.



**Figur 4-2.** Översiktskarta som visar lägena för de största bäckarna i Forsmarksområdet. Kartan visar även lägena för de fyra befintliga vattenföringsstationerna i området /Johansson 2008/.

## 4.2 Hydrogeologiska förhållanden

### 4.2.1 Hydrogeologiska förhållanden i berget

Bergets vattengenomsläpplighet, både inom och mellan deformationszoner, är en nyckelfaktor som styr inläckaget av grundvatten till slutförvarsanläggningen och är därmed en viktig faktor när det gäller förvarets effekter i omgivningarna. Bedömningen av deformationszonernas hydrauliska egenskaper i Forsmark (till exempel deras vattengenomsläpplighet) baseras på direkta fältundersökningar, medan numerisk modellering har använts för att beskriva vattengenomsläppligheten i det betydligt tätare berget mellan zonerna. På grund av de stora bergvolymerna som fältundersökningarna och modelleringen syftar till att karaktärisera, innebär arbetet att vidareutvecklade modeller för berget och dess hydrauliska egenskaper kontinuerligt tagits fram och testats.

Omfattande hydrogeologiska undersökningar har utförts inom ramen för SKB:s platsundersökningar i Forsmark under perioden 2002–2007 /Follin 2008, Johansson

2008/. Bland annat har drygt 20 borrhål borrats i berg ned till minst förvarsdjup (400–500 m), varav ungefär hälften är borrade ner till 800–1 000 m djup. Vidare har ett stort antal grundvattenrör installerats i jordlagren och i övergången mellan jord och berg. Många olika typer av geologiska tolkningar och hydrogeologiska undersökningar har utförts i borrhålen och i grundvattenrören. Med ledning av de geologiska tolkningarna, inklusive sprickkartering på blottade berghällar, har bergets spricksystem indelats i sprickzoner och sprickdomäner; de senare avser spricksystemet mellan sprickzonerna. Det som i första hand skiljer sprickzoner från sprickdomäner är en högre sprickfrekvens inom sprickzonerna. Genom att mäta grundvattenflödet i borrhålen har man kunnat identifiera grundvattenförande sprickor, deras riktningar, frekvens och vattengenomsläpplighet.

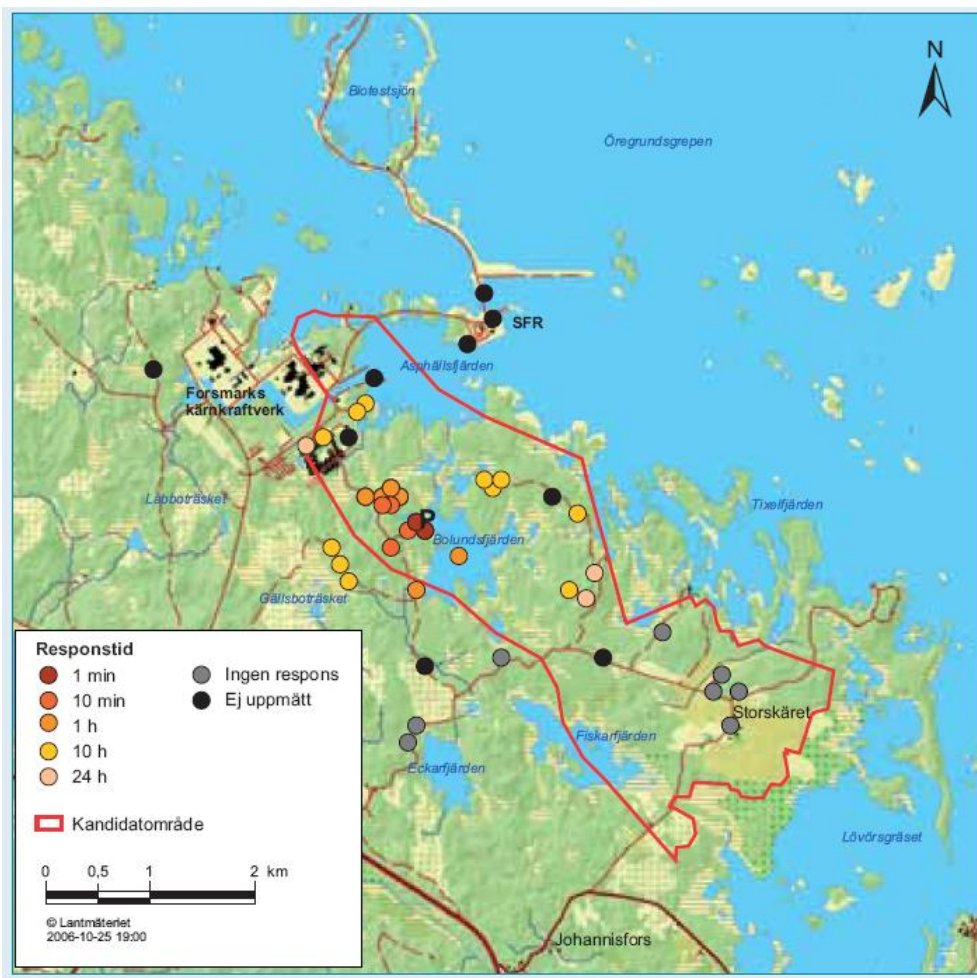
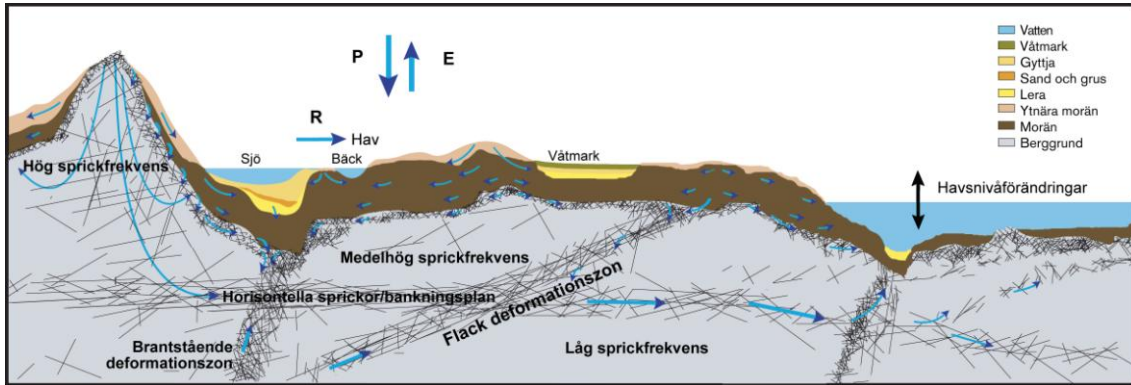
Granit är den dominerande bergarten i området. I denna typ av berg kan grundvattenflöde endast ske i öppna och konnekterade (sammanbundna) sprickor. I Forsmark har omfattande undersökningar genomförts i borrhål för att mäta de grundvattenförande sprickornas grad av öppenhet. Resultaten visar att ca 25 % av alla sprickor (sprickskärningar) som påträffats i kärnborrhål mellan 100 och 1 000 m djup är öppna, medan resterande är karterade som ”läkta” (fyllda med sprickmineral, till exempel kalcit). Vidare har man funnit att ca 7 % av de öppna sprickorna inom detta djupintervall har mätbara grundvattenflöden, vilket sammantaget indikerar att mindre än 2 % av alla sprickor i berget mellan 100 och 1 000 m djup är både öppna och konnekterade.

De hydrogeologiska förhållandena i de övre ca 150 m av berget i Forsmark kan anses som ovanliga för Sverige. De 22 hammarborrhål som först borrades inom ramen för platsundersökningarna i Forsmark har en genomsnittlig kapacitet på ca 12 000 L/h (se bilden till vänster i Figur 4-4). Detta kan jämföras med den genomsnittliga kapaciteten för bergborrade brunnar i Sverige som är ca 600 L/h /Follin 2008/. Specifikt kan man beskriva de övre ca 150 m av berget som ”ytlig bergakvifer”, med ett sammanhängande nätverk av transmissiva strukturer i både horisontell och vertikal riktning.

Som illustreras i den övre bilden i Figur 4-3, består den ytliga bergakviferen av ett nätverk av flacka sprickzoner (så kallade bankningsplan) med hög horisontell hydraulisk konduktivitet (i det ungefärliga intervallet  $10^{-6}$ – $10^{-3}$  m/s). Den mellanliggande bergmassan är betydligt mindre vattengenomsläpplig ( $10^{-11}$ – $10^{-8}$  m/s), förutom i de sprickzoner med hög vertikal hydraulisk konduktivitet som även förekommer inom den ytliga bergakviferen. Dessa zoner kan ha kontakt med de ovanliggande jordlagren. Vidare karaktäriseras den ytliga bergakviferen av en strukturellt anisotrop (olika i horisontell och vertikal riktning) sprickintensitet mellan sprickzonerna. Enligt den konceptuella hydrogeologiska modellen för Forsmark ”kortsluter” det beskrivna nätverket vattenflöden både uppifrån och nerifrån; se bildtext till Figur 4-3. Förutom en hög frekvens av öppna och konnekterade sprickor, är de uppmätta transmissiviteterna höga i både bankningsplan och enskilda sprickor; transmissivitetvärden över  $10^{-3}$  m<sup>2</sup>/s har registrerats i enskilda borrhål i de övre delarna av berget. Som exemplifieras i den undre bilden i Figur 4-3, har den hydrauliska kommunikationen (riktningar och avstånd) inom den ytliga bergakviferen bekräftats genom så kallade interferenstester /Follin 2008/.

Som nämns ovan, avtar bergets vattengenomsläpplighet kraftigt med djupet. Under ca 150 m djup är sprickfrekvensen betydligt lägre, och även sprickornas vattengenomsläpplighet avtar. På 400–500 m djup är bergets vattengenomsläpplighet

därför avsevärt lägre än i de övre delarna av berget. På detta djup är det långa avstånd mellan de observerade grundvattenförande sprickorna, på sina ställen mer än hundra meter. Dessa viktiga observationer bekräftas av det faktum att många obrutna borrhälsar från det djupa berget har hämtats upp i samband med kärnboringarna (se bilden till höger i Figur 4-4).



**Figur 4-3.** Övre bilden: Konceptuell tvärsektion som illustrerar begreppet ”ytlig bergakvifer” och dess tänkta inverkan på grundvattenflödena i de övre delarna av berget (översatt till svenska från [Follin 2008](#)). Den ytliga bergakviferen är heterogen (den har rumsligt varierande hydrogeologiska egenskaper). Mätningar i fält visar att den ytliga bergakviferen på många ställen är anisotrop (de hydrogeologiska

egenskaperna är olika i olika riktningar), vilket medför en ”kortslutning” av grundvattenflöden ovanifrån (grundvatteninströmningen). Den ytliga bergakviferen bedöms även utgöra en viktig horisontell flödesväg för grundvattenutströmning via zoner som har kontakt med de ovanliggande jordlagren. I den övre bilden betecknar *P* nederbörd, *E* evapotranspiration och *R* avrinning. Nedre bilden: Responstider ( $h$  = timmar) för sänkning av grundvattnets tryckhöjder i borrhål i berg vid ett storskaligt interferenstest som gjordes under sommaren 2006. Det borrhål som pumpades vid testet betecknas *P* i den nedre bilden (översatt till svenska från /Follin 2008/). Interferenstestet ger en bild av den ytliga bergakviferens geografiska utsträckning.



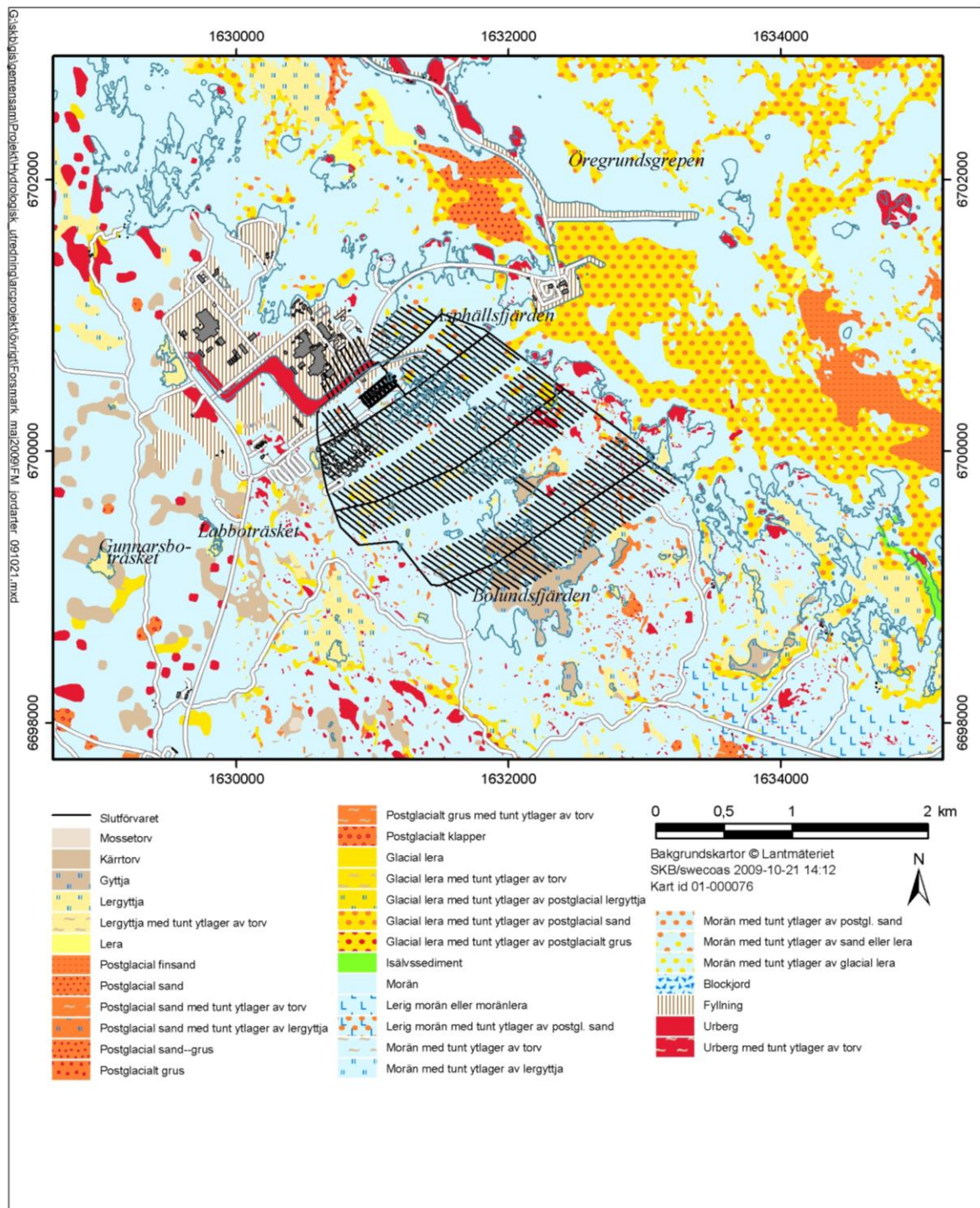
**Figur 4-4.** Två bilder som illustrerar två viktiga hydrogeologiska bergegenskaper i Forsmark /Follin 2008/. Bilden till vänster: Höga borrhålskapaciteter har observerats i de övre ca 150 m av berget. Bilden till höger: Många obrutna 3 meter långa borrhärnor har hämtats upp ur det djupa berget i samband med kärnborrningarna.

#### 4.2.2 Ytnära hydrogeologiska förhållanden

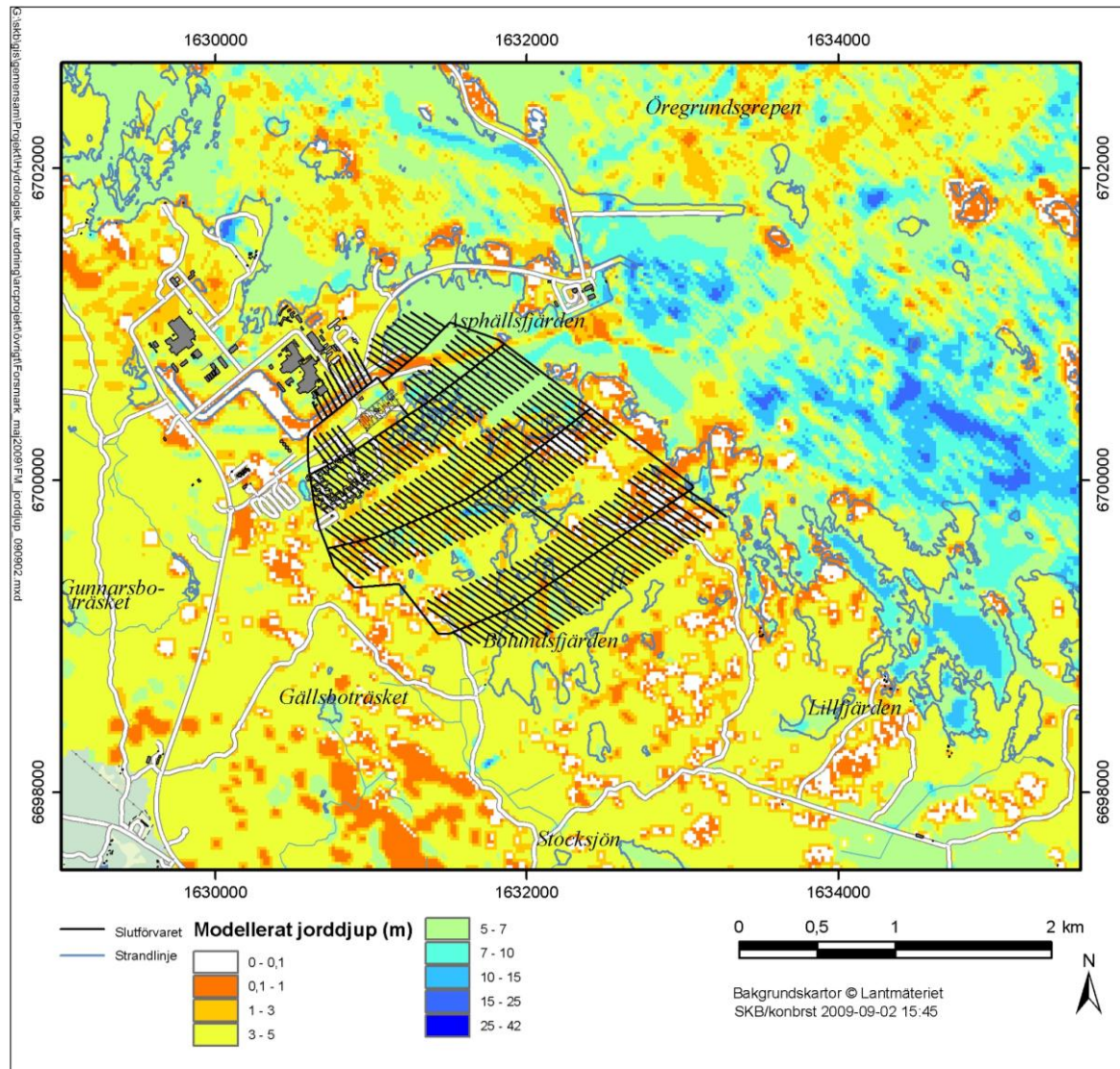
Morän är den dominerande kvartära avlagringen i området (se Figur 4-5) och täcker ca 75 % av landytan. Generellt är moränen sandig-siltig inom den största delen av landområdena, med förekomst av lerig morän i områdena kring Storskäret och blockig morän kring Börstilåsen. Det finns många små områden med berg i dagen, men de täcker totalt sett endast en liten del (ca 5 %) av området /Hedenström och Sohlenius 2008/. De kvartära avlagringarna är relativt tunna, med en mäktighet som typiskt är under 5 m (se Figur 4-6). En konceptuell jordlagermodell har tagits fram för Forsmarksområdet /Hedenström och Sohlenius 2008/. Denna modell är baserad på en stor mängd borringar, sonderingar och andra typer av undersökningar. Enligt denna konceptuella modell består jordlagerföljden från berget och uppåt generellt av morän – glaciofluviala sediment – glaciallera – postglacial sand/grus – lergyttja/gyttjelera – kärrtorv – mossetorv. Det bör dock observeras att alla dessa jordlager inte finns överallt i området.

De ytligaste delarna av moränen har en vattengenomsläpplighet på ca  $10^{-5}$  m/s, som minskar till ca  $10^{-7}$ – $10^{-6}$  m/s djupare ner i moränen /Johansson 2008/. Mindre vattengenomsläppliga jordarter som glaciallera, gyttjelera och även torv förekommer inom vissa begränsade områden, främst i anslutning till våtmarker och sjöar. På flera platser i området har man hittat en mycket kompakt morän, med låg

vattengenomsläpplighet. Isälvsavlagringar (sand och grus) förekommer inom den så kallade Börstilåsen. Denna ås är belägen ca 2 km öster om slutförvarsanläggningen och syns delvis i den högra kanten i Figur 4-5.



**Figur 4-5.** Karta över jordarter i områdena närmast kring slutförvarsanläggningen i Forsmark /Hedenström och Sohlenius 2008/. För att få viss orientering i bilden, visas även utformningen på slutförvarsanläggningens undermarksdel (jämför med Figur 2-1 och Figur 2-3). Blockig morän förekommer kring Börstilåsen, vars västra del syns i den högra kanten av kartbilden. I den sydöstra delen av kartbilden förekommer lerig morän.



**Figur 4-6.** Karta över jorddjup enligt en modell som beskriver jordlagrens stratigrafi (jordlagerföljden) och mäktighet i Forsmark /Hedenström et al. 2008/. För att få viss orientering i bilden, visas även utformningen på slutförvarsanläggningens undermarksdel (jämför med Figur 2-1 och Figur 2-3).

Mätdata tyder på ett komplext utbyte mellan ytvatten och grundvatten i Forsmarksområdet. Jämförelser mellan grundvattennivåer och sjönivåer visar generellt på täta sjösediment. Dessa mätningar visar vidare att grundvattenbildning kan ske från sjöarna Bolundsjärden och Eckarfjärden till de underliggande jordlagren sommartid, då grundvattennivåerna är låga på grund av den stora evapotranspirationen. Med avseende på våtmarker visar kvartärgeologiska undersökningar att täta sediment i form av glaciärra under vissa våtmarker förekommer under hela våtmarken, och under delar av våtmarken i andra fall.

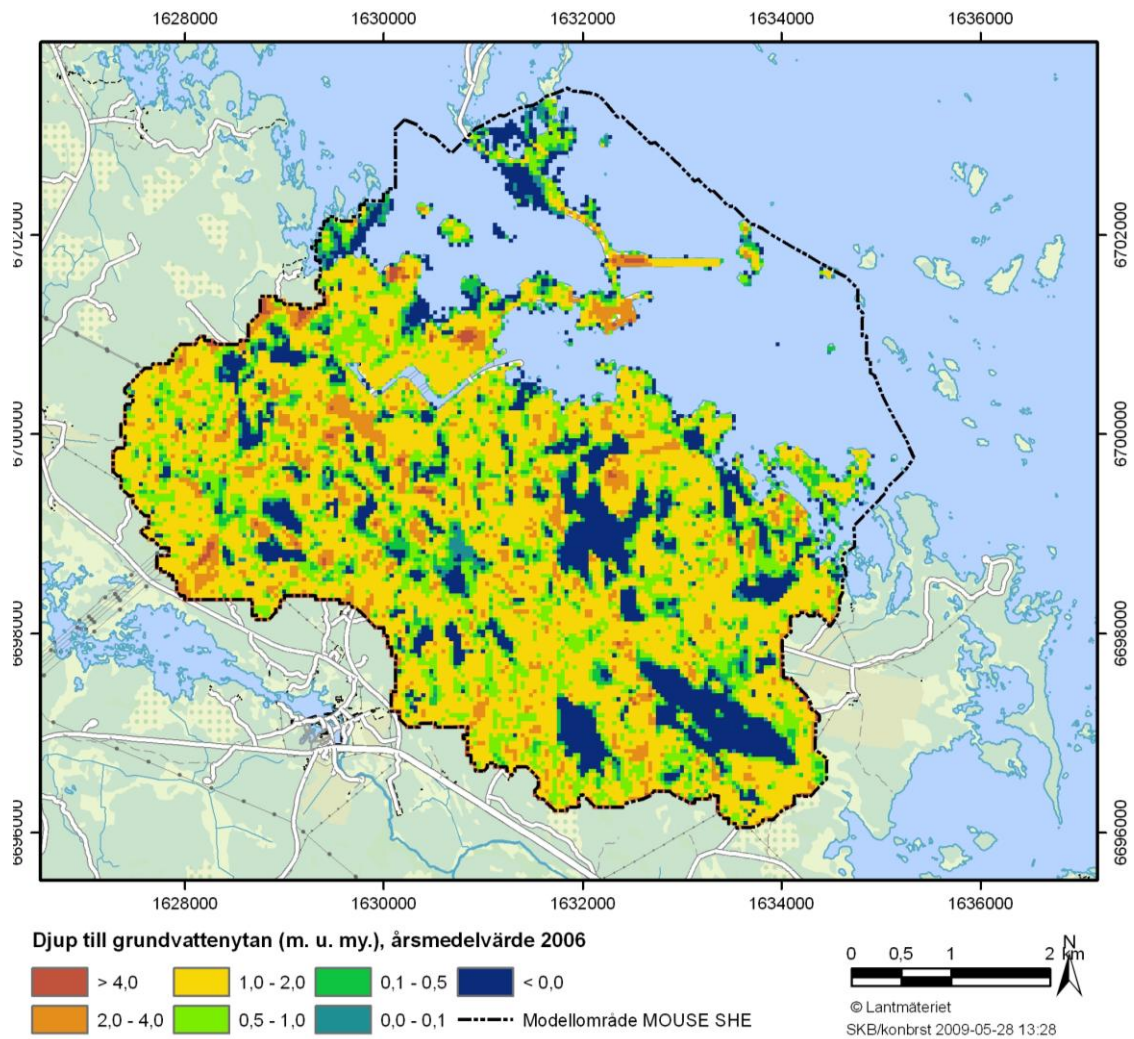
Grundvattennivåmätningar i borrhål i den övre delen av berget visar på små horisontella hydrauliska gradienter, vilket sannolikt beror på de ovannämnda bankningsplanen med hög horisontell vattengenomsläpplighet. Grundvattennivåerna i den övre delen av berget har således en låg korrelation med den lokala topografin. Grundvattennivåerna i



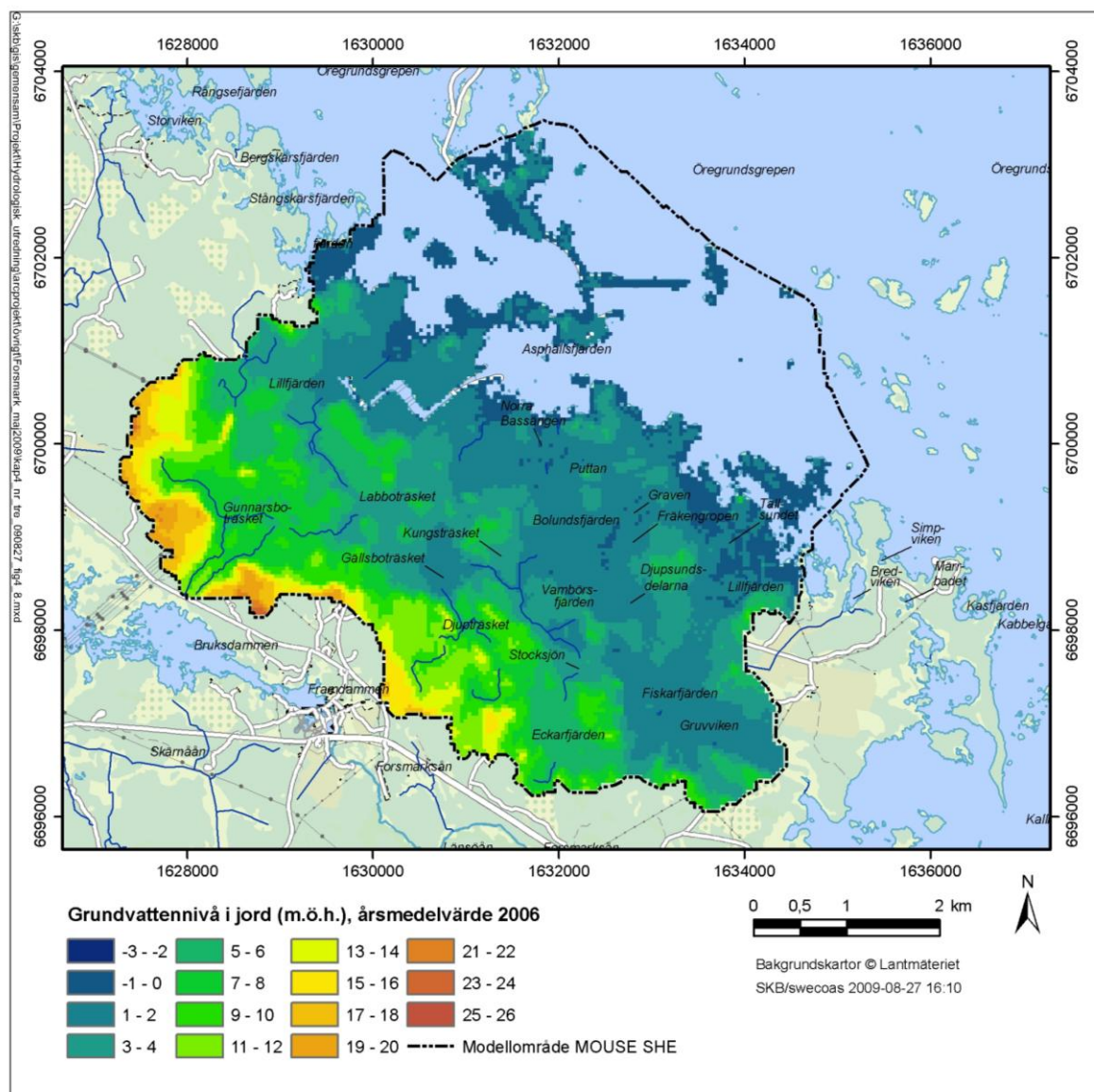
jordlagren är generellt högre än grundvattennivåerna i det övre berget, vilket skapar förutsättning för grundvattenbildning från jord till berg. Grundvattenytan är belägen nära markytan (i regel närmare markytan än en meter) och följer alltså i stort den småskaliga topografin. Även i områden som bedöms vara typiska inströmningsområden är grundvattenytan i medeltal belägen endast drygt en meter under markytan. Grundvattennivåns variation i jord är under året oftast mindre än en meter i utströmningsområden och ca 1,5 m i typiska inströmningsområden.

Ovanstående förhållanden innebär att Forsmarksområdet har många små avrinningsområden med lokala ytliga grundvattensystem /Johansson 2008/. Detta illustreras i Figurerna 4-7 och 4-8, som visar grundvattenytans djup under markytan (Figur 4-7) och grundvattenytans läge (Figur 4-8) enligt beräkningar med MOUSE SHE-modellen /Gustafsson et al. 2009a/. Notera att i de modellberäkningar som visas i Figur 4-7 och 4-8 är slutförvarsanläggningen inte med; resultaten återspeglar därmed opåverkade (naturliga) förhållanden. De beräknade djupen och nivåerna avser årsmedelvärden för år 2006. Detta år används även som ett ”typår” i kapitel 5, där effekterna av grundvattenbortledningen från slutförvarsanläggningen behandlas.

Den småskaliga topografin, i kombination med kontrasten mellan jordlagrens/det övre bergets och det underliggande bergets vattengenomsläpplighet, medför att den största delen av grundvattenflödena inom området sker relativt nära markytan. Detta ytnära flödessystem med lokala in- och utströmningsområden överlagrar djupare och mer storskaliga flödessystem i berget. Detta innebär att endast en ytterst liten andel (bråkdelar av procent) av nettonederbörden i området når det planerade djupet för slutförvarsanläggningens deponeringstunnlar (400–500 m).



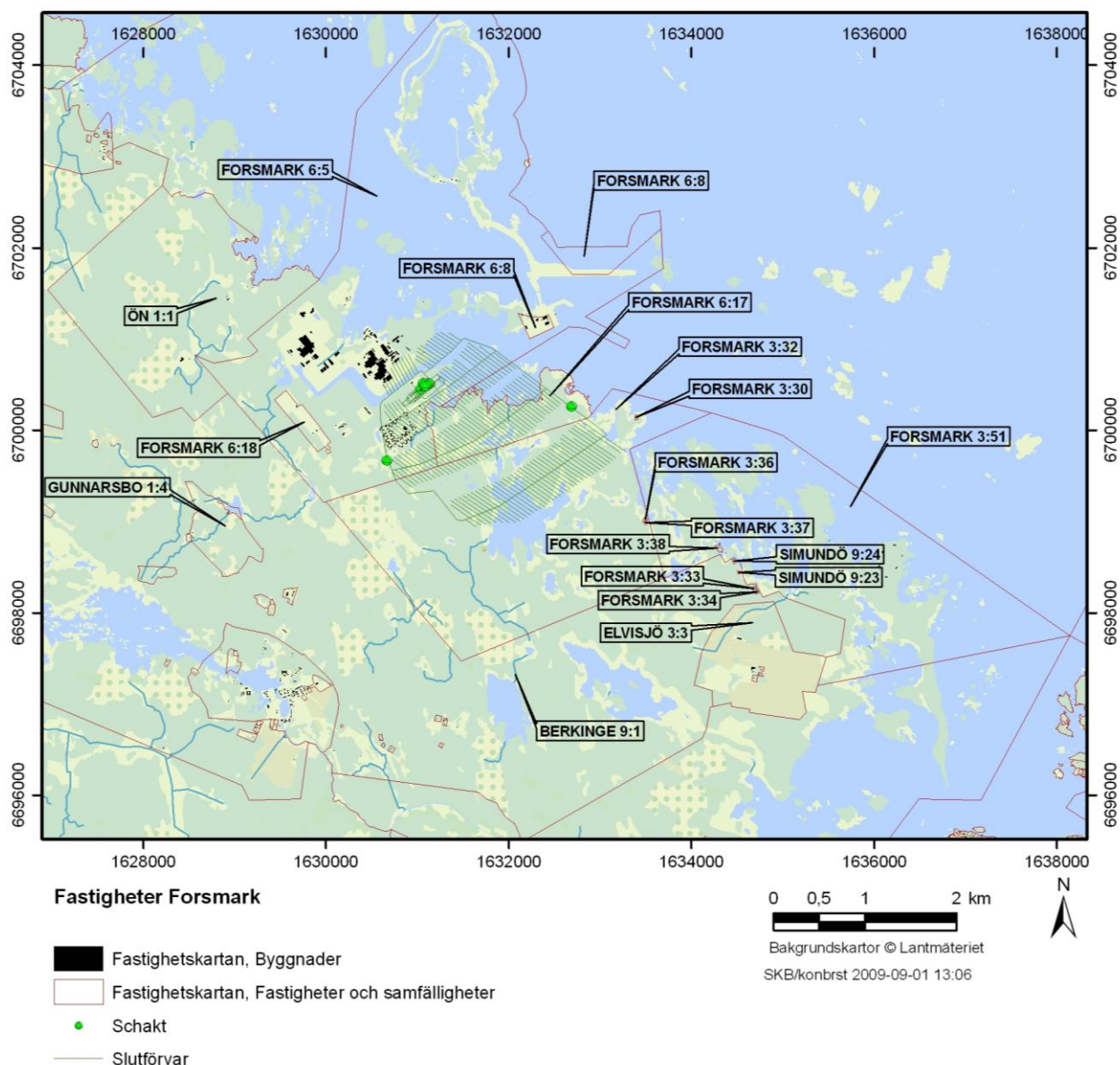
**Figur 4-7.** Årsmedelvärde (år 2006) av grundvattenytans djup under markytan, beräknat med *MOUSE SHE*-modellen för opåverkade förhållanden utan något förvar /Gustafsson et al. 2009a/. Notera att mörkblåa områden (< 0,0) symboliserar ytvatten.



**Figur 4-8.** Årsmedelvärde (år 2006) på grundvattennytans läge (jämför med Figur 4-7) /Gustafsson et al. 2009a/.

### 4.3 Fastigheter, byggnader och infrastruktur

Figur 4-9 visar fastigheter och befintliga byggnader på markytan. FKA:s byggnader är belägna i nära anslutning till slutförvarsanläggningen. Dessa byggnader omfattar bland annat de tre reaktorbyggnaderna F1–F3, administrationsbyggnad, förråd, gästförläggning, bostadsområde, vattenverk och Forsmarks hamn på fastigheten Forsmark 6:5. SKB äger fastigheten Forsmark 6:8, med byggnader vid SFR (slutförvaret för kortlivat radioaktivt avfall). På nämnda fastigheter finns också tillhörande infrastruktur såsom vägar, kraftledningar och VA-ledningssystem. Enligt Figur 4-9 finns det även befintliga byggnader på ett antal andra fastigheter i slutförvarsanläggningens omgivning, inklusive Forsmark 6:18, Ön 1:1, Gunnarsbo 1:4, Berkinge 9:1, Forsmark 3:36, Forsmark 3:37, Forsmark 3:38, Forsmark 3:51, Elvisjö 3:3 och Simundö 9:24.



*Figur 4-9. Översiktskarta som visar fastigheter och befintliga byggnader på markytan.*

## 4.4 Ekologiska förhållanden och områdesskydd

### 4.4.1 Allmänt

Omfattande och detaljerade undersökningar har genomförts och rapporterats rörande Forsmarksområdets ekologiska förhållanden, inklusive terrestra /Löfgren (ed.) 2008/, limnologiska /Nordén et al. 2008/ och marina förhållanden /Wijnbladh et al. 2008/. Dessa och även kompletterande ekologiska undersökningar sammanfattas av /Hamrén och Collinder 2009/, då med fokus på ekologiska konsekvenser som kan uppstå till följd av grundvattenbortledningen från slutförvarsanläggningen. Det bör observeras att det område som undersökts av /Hamrén och Collinder 2009/ är betydligt mindre än det område som omfattades av SKB:s platsundersökningar i Forsmark under perioden 2002–2007 (se /SKB 2008a/).

Naturmiljöerna kring Forsmark är av riksintresse för naturvård. De Natura 2000-områden som är belägna närmast slutförvarsanläggningen är Kallrigafjärden och Skaten-Rångsen (se avsnitt 4.4.7). Forsmarksområdet är ur naturvårdssynpunkt alltså ett mycket värdefullt område. Detta beror på ett antal samverkande omständigheter:

- Ett kustnära läge med en flack topografi, med relativt snabba effekter av landhöjningen och med små men betydelsefulla höjdvariationer inom området. Detta ger också ett relativt ”ungt” landskap, vilket innebär att det finns många grunda gölar och kärr som ännu inte fyllts med sediment och torv. Avsaknaden av torv i många våtmarksmiljöer gör att en stor del av vegetationen växer direkt i den kalkrika moränen (se nedan).
- Kalkrik morän, vilken har sitt ursprung i sedimentär kalkberggrund från Gävlebukten.
- Områdets geografiska läge, i ”skärningspunkten” mellan nordliga och sydliga naturtyper.
- Ett förhållandevis ostört läge, undantaget kärnkraftverket och tillhörande verksamheter.

I Sverige finns kombinationen av samtliga ovanstående förutsättningar enbart i norra Uppland. Globalt sett finns det endast ett område i Kanada med motsvarande förutsättningar /Hamrén och Collinder 2009/. Den snabba effekten av landhöjningen, i kombination med den flacka topografin inom området, innebär att havsvikar snörs av och ger en naturlig succession av sjöar, gölar, kärr och strandängar. Resultatet av dessa processer är ett område med en mycket stor artrikedom, vilken främst är knuten till områdets våtmarker.

Som nämns ovan, genomförde /Hamrén och Collinder 2009/ omfattande ekologiska fältinventeringar i Forsmark, inbegripet identifiering av områden med Natura 2000-naturtyper. Enligt dessa inventeringar, förekommer i Forsmarksområdet Natura 2000-naturtyperna kalkrika oligo-mesotrofa vatten med kransalger (naturtyp 3140), rikkärr (naturtyp 7230), örtrika granskogar (naturtyp 9050) och västlig taiga (naturtyp 9010); koderna är definierade i EU:s Habitatdirektiv. De viktigaste miljöerna ur naturvårdssynpunkt är områdets rikkärr och kalkgölar. Rikkärr är en ovanlig naturtyp i Sverige. Det stora antalet närliggande rikkärr i Forsmarksområdet ger förutsättningar för förekomst av en mängd ovanliga arter. Framförallt är floran ovanligt artrik, med en stor blomsterprakt av orkidéer och andra arter knutna till kalkrika fuktiga miljöer.

Kärren i området innehåller över 50 arter som är typiska för Natura 2000-naturtypen rikkärr. Särskilt kan nämnas fyra förekomster av arten gulyxne, av ungefär 100 kända lokaler i landet. Rikkärren och kalkgölar är även viktiga för andra artgrupper, som landsnäckor och trollsländor. Även de större sjöarna i området bedöms ha höga naturvärden. Detta beror på att de utgör ett av Uppsala Läns bästa exempel på avsnörning och utsötning av havsvikar, som övergår till sjöar.

Bottenvegetationen i flera av sjöarna innehåller kransalger som bottenvegetation, inklusive några rödlistade arter (se förklaring i avsnitt 4.4.6) av kransalger. Kransalgerna hör till de artgrupper som konkurreras ut när näringsinnehållet i vattnet ökar, vilket ger dem status som indikator för näringsbalansen i vattnet /Axelsson och Follin 2000/. Sjöarna är även viktiga för fiskreproduktion och som födosöksområde för

ett flertal fågelarter. Man kan även notera att Forsmarksområdet är känt för att ha den tätaste havsörnsstammen i landet.

Även skogsmiljöerna i Forsmark har goda förutsättningar för höga naturvärden. Barrblandskogarna i kalkrik jord medför att man kan finna många kalkgynnade, rödlistade marksvampar. Hela 28 rödlistade svamparter har hittats i områdets skogsmarker.

Vad gäller faunan i området, är förekomsten av gölgroda det viktigaste enskilda naturvärdet. Gölgrodan finns i Sverige endast på ungefär 90 lokaler i kustområdet i norra Uppland. Gölgroda förekommer i övrigt sällsynt i Mellaneuropa. Arten är beroende av de öppna gölar som ständigt nybildas när landet sakta höjer sig ur havet. Utbredningen av gölgroda i norra Uppland kan uppdelas i tre huvudområden. Gölgroda inplanterades i Forsmark under 1990-talet. Populationen i Forsmarksområdet hör till huvudområdet östra Hållnåshalvön (ca 2 mil nordväst om Forsmark), men kan ändå anses som isolerad från övriga populationer inom detta huvudområde /Hamrén och Collinder 2009/.

#### 4.4.2 Ekologiska förhållanden på landskapsnivå

I ett större geografiskt sammanhang ingår Forsmarksområdet i en region med likartade naturtyper (nordupplands flacka landhöjningskust). Denna region sträcker sig från Hållnåshalvön i norr till Vaddö i söder. Liknande naturmiljöer förekommer inom ett område som sträcker sig från Forsmarks kärnkraftverk i norr ner till sjöarna Eckarfjärden och Kallrigafjärden i söder (se Figur 4-1 i avsnitt 4.1).

Som nämnts ovan, karaktäriseras området främst av den stora mängden värdefulla våtmarker. Förutom de stora enskilda naturvärdena i områdets våtmarker, förstärker de även varandras naturvärden. Viktiga spridningssamband finns för de flesta rikkärrsväxter, men är särskilt viktiga för hotade arter som gulyxne, käppkrokmossa och loppstarr. Gölgrodans spridningssamband är av speciellt intresse, då arten är beroende av lämpliga våtmarksmiljöer för sin fortplantning. Som nämns ovan, är gölgrodspopulationen i Forsmark isolerad från populationen på Hållnåshalvön, och den är även isolerad från populationen på ön Gräsö, ca 1 mil öster om Forsmark. Gölgrodspopulationen i Forsmarksområdet är därför känslig för försämringar av spridningsförutsättningarna i området.

Värdefulla spridningssamband finns även för områdets örtrika barrskogar och de arter som har dessa skogar som sina livsmiljöer, till exempel kalkgynnade marksvampar. Kunskapen om dessa arters spridningsmekanismer är dock generellt bristfällig.

#### 4.4.3 Sjöarnas ekologiska förhållanden

Sjöarna i Forsmark (se karta i Figur 4-1 i avsnitt 4.1) domineras av så kallade kalkoligotrofa sjöar, framförallt i de kustnära delarna /Hamrén och Collinder 2009/. Med kalkoligotrof menas en sjö i ett område med kalkrik jord och med mycket låg halt av näringsämnet fosfor. Denna sjötyp är relativt vanlig i norra Uppland, men ovanlig i övriga delar av landet /Nordén et al. 2008/.

Samtliga sjöar inom det område som undersökts av /Hamrén och Collinder 2009/ är nyligen avsnörda havsvikar. De utgör en del av en successionskedja, som illustrerar hur avsnörda havsvikar utvecklas till sjöar och så småningom till kärr och skogsmiljöer /Löfgren (ed.) 2008/. Nedan ges en sammanfattande ekologisk beskrivning av de sjöar

som ingår i det område som undersökts av /Hamrén och Collinder 2009/. Sjöarnas lägen visas i Figur 4-1 i avsnitt 4.1.

### **Sjöarna Bolundsfjärden, Norra Bassängen och Puttan**

Sjöarna Bolundsfjärden, Norra Bassängen och Puttan är att betrakta som en enhet ur ekologisk synpunkt. De har bland annat ett stort värde som yngelkammare för fisk, dominerat av gers. Bolundsfjärden är den största sjön i området. Vid höga havsnivåer kan havsvatten flöda in i sjön /Johansson 2008/. Sjön är grund och omges av tjocka vassbälten, äldre barrskog och öppna, flacka strandängar. En relativt intakt bård av örtrik granskog finns längs stränderna (varav delar utgör nyckelbiotoper), med högt lövinslag av framför allt al. I söder finns dock en slutavverkad udde, men med en smal yttre bård mot vattnet. Sjön har en mycket hög biomassa av undervattensvegetation, som domineras av kransalger och borstnate /Hamrén och Collinder 2009/. Även den sällsynta arten havsnajas förekommer i sjön. Då sjön har ett större djup än de mindre sjöarna i området, finns det även ett pelagiskt habitat i den fria vattenmassan; sjön är en klarvattensjö, där ljuset når ned till botten.

I Bolundsfjärden förekommer vanliga fiskarter, såsom gädda, abborre, mört, ruda, sutare, gärs och lake. Sjön hyser flera arter häckande och födosökande fåglar, såsom vigg, knölsvan, gräsand, häger, fisktärna, svarttärna, skrântärna (tillfällig) och fiskgjuse. Flera av dessa fågelarter är rödlistade eller finns med i EU:s Fågeldirektiv och i Artskyddsförordningen (havsörn, fiskgjuse, fisktärna, svarttärna och skrântärna). Sjötypen bedöms av Länsstyrelsen i Uppsala län som ganska ovanlig i Sverige. Bolundsfjärden är framför allt värdefull ur limnologisk och ornitologisk synpunkt, och kan därmed anses vara vetenskapligt intressant /Hamrén och Collinder 2009/.

Norra Bassängens in- och utlopp utgörs av otydligt definierade bäckar, som rinner över steniga partier bevuxna med bladvass. Båda dessa bäckmiljöer är av betydelse för lekvandrande fisk. Vid ett provfiske under lektid infångades drygt 18 000 fiskindivider, främst gers men också mört, abborre och gädda /Hamrén och Collinder 2009/. Ur naturvärdessynpunkt har sjöarna Bolundsfjärden, Norra Bassängen och Puttan enligt /Hamrén och Collinder 2009/ ett regionalt värde (klass 2; se förklaring i avsnitt 6.1).

### **Sjöarna Gällsboträsket och Graven**

Växtlivet i Gällsboträsket domineras av flytblads- och övervattensvegetation. Sjön har ett klart och grunt vatten; ljuset når botten. Sjön Graven omges av omfattande vassar, och sjön är av brunvattentyp. Ur naturvärdessynpunkt har dessa sjöar enligt /Hamrén och Collinder 2009/ ett kommunalt värde (Gällsboträsket; klass 3) respektive lokalt värde (Graven; klass 4).

#### **4.4.4 Våtmarkernas ekologiska förhållanden**

Inom det område som undersöktes av /Hamrén och Collinder 2009/ finns det ett flertal våtmarker. Den kalkrika moränen innebär att det inom området finns ett flertal kalkrika gölar (kalkgölar) och rikkärr, med höga värden för den biologiska mångfalden och som nationellt sett utgör ovanliga naturtyper i Sverige. Sammanlagt har 74 våtmarksobjekt (se Bilaga 1) identifierats och naturvärdesklassats /Hamrén och Collinder 2009/. För en karta och närmare beskrivning av dessa objekt, se avsnitt 6.1.4.

De grunda och oligotrofa (näringsfattiga) gölarna i området utgör en mellanfas mellan grund havsvik, kustnära sjö och kärr. I de kalkrika gölarna växer kransalger (av vilka några arter är rödlistade), och de utgör livsmiljö åt bland annat gölgroda och större

vattensalamander, vilka är rödlistade och omfattas av Naturvårdsverkets nationella åtgärdsprogram. Rikkärr är en ovanlig naturtyp, som ger förutsättningar för en mängd ovanliga arter. Framförallt är florán ovanligt artrik med en stor blomsterprakt av orkidéer som gulyxne och andra arter knutna till kalkrika fuktiga miljöer; rikkärren i Forsmark innehåller över 20 arter som är typiska för naturtypen.

#### 4.4.5 Skogarnas ekologiska förhållanden

Skogarna i Forsmarksområdet domineras av tall och gran, med en grandominans i områden med mäktigare jordlager och högre vattenhållande kapacitet. Tall dominerar på hållmarker. Skogarna är generellt påverkade av det kommersiella skogsbruket, till exempel kalhyggen i olika successionsstadier. De vanligaste lövträden är björk, al och rönn, men även lönn och ask är förhållandevis vanliga. Ek och alm är här nära sin nordliga utbredningsgräns och är därför sällsynta inom området. Fältskiktet präglas av örter som blåsippan och smultron, och bredbladiga gräs såsom lundelm, tillsammans med flera orkidéarter, bland annat skogsknipprot. Bottenskiktet i området domineras av tjocka mattor av friskmarksmossor såsom hus-, vägg- och kammossa. Det långvariga skogsbruket innebär en låg andel riktigt grova träd samt få torrakor och lågor.

Trots inverkan av skogsbruket, så förekommer det även äldre skogsbestånd. Vissa bestånd har av Skogsstyrelsen klassats som skogliga nyckelbiotoper, eller objekt med naturvärde (områden som inte riktigt når upp till nyckelbiotopsstatus). Den kalkrika moränen i Forsmark innebär förekomst av artrika ört-kalkbarrskogar, vilka generellt är ovanliga i Sverige; denna skogstyp är dock vanlig i norra Uppland.

Forsmarksskogarna är mycket värdefulla på grund av den rika svampfloran knuten till gamla skogar med kalkrik morän. I samband med de ekologiska fältinventeringarna, har observationer gjorts av 25 rödlistade svamparter som är knutna till ört-kalkbarrskog. Fältskiktet i ört-kalkbarrskogarna domineras helt av örter. Det finns ett stort inslag av bredbladiga gräs, som lundelm och lundskäfting. Vidare förekommer rikligt med tvåblad, skogsknipprot, trolldruva, getrams och det finns även inslag av storrams. Sammanlagt har 37 skogsobjekt (se [Bilaga 2](#)) identifierats och naturvärdesklassats /[Hamrén och Collinder 2009](#)/. För en karta och närmare beskrivning av dessa objekt, se avsnitt [6.1.5](#).

#### 4.4.6 Rödlistade och fridlysta arter, arter i EU:s art- och habitatdirektiv samt i Artskyddsförordningen

ArtDatabanken vid SLU (Sveriges Lantbruksuniversitet) är ansvarig för de svenska listorna ("rödlistorna") över hotade och missgynnade växter, svampar och djur. Syftet med det system med hotkategorier som används i rödlistorna är att ge en översiktlig och objektiv bild av arters status; de utgör dock inte någon prioriteringsordning för praktiska bevarandeinsatser.

Som nämnts tidigare, är Forsmarksområdet rikt på rödlistade arter. Totalt har 52 rödlistade arter observerats i samband med de ekologiska inventeringarna /[Hamrén och Collinder 2009](#)/. Av dessa 52 arter utgörs 28 av svampar. Majoriteten av dessa är svampar i kalkrika skogar (ört-kalkbarrskogar), medan tre svamparter är knutna till död grov ved. Det bör noteras att svampinventeringen genomfördes år 2008, vilket var ett exceptionellt bra svampår. Detta innebär att svampfynden är fler än vad som skulle ha varit fallet ett mer normalt svampår.



Vidare har nio rödlistade arter observerats, knutna till kalkgölar och rikkärr. Dessa inkluderar gölgroda, gulyxne, loppstarr och kalkkärrsgrynsnäcka. Det kan även noteras att det även finns rödlistade fågelarter inom området, till exempel mindre hackspett, havsörn och skräntärna. Fiskfaunan i områdets sjöar innefattar inga rödlistade arter. Däremot förekommer ål, tånglake och flodnejonöga i havet utanför kylvattenkanalen /Adill et al. 2006/.

Det lagliga skyddet av växt- och djurarter i Sverige är samlat i Artskyddsförordningen (SFS 2007:845). Starkast skydd har de arter som är skyddade enligt bilaga 4 i EU:s Habitatdirektiv. Dessa arter har så kallat strikt skydd, och ska skyddas varhelst de förekommer. Arter som tas upp i direktivets bilaga 2 har ett starkt skydd inom avsatta Natura 2000-områden. En verksamhet eller en åtgärd som kan medföra negativa konsekvenser för arter som är skyddade enligt Artskyddsförordningen kräver dispens från Länsstyrelsen för att få genomföras.

I samband med de ekologiska fältinventeringarna i Forsmarksområdet /Hamrén och Collinder 2009/, har man observerat ett antal arter som är upptagna i Artskyddsförordningen och för vilka grundvattenbortledning generellt kan antas medföra negativa konsekvenser. Sådana arter som har strikt skydd enligt bilaga 4 i Habitatdirektivet är gölgroda, gulyxne, åkergroda, större vattensalamander, citronfläckad kärrtrollslända och pudrad kärrtrollslända. Vid inventeringarna observerades även arterna kalkkärrsgrynsnäcka och käppkrokmossa, vilka enligt bilaga 2 i Habitatdirektivet är skyddade inom Natura 2000-områden. Notera att gulyxne finns med i både bilagorna 2 och 4 i Habitatdirektivet.

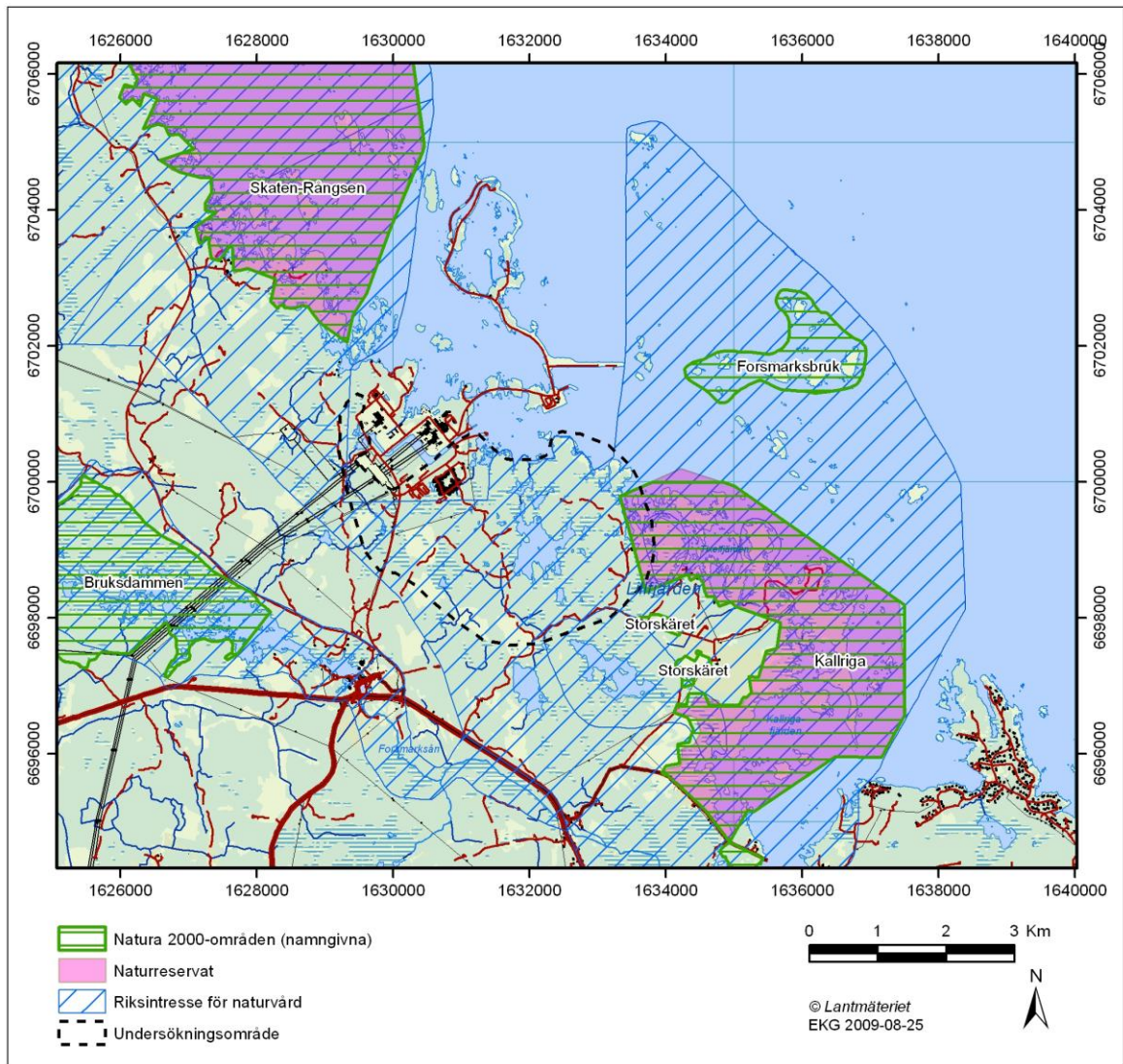
#### 4.4.7 Utpekade värdefulla och skyddade områden

Översikt kartorna i Figur 4-10 och 4-11 visar den geografiska utbredningen av områden avsatta som Natura 2000-områden, naturreservat, riksintresse för naturvård (Figur 4-10), samt föreslagna naturreservat och ekopark (Figur 4-11). Inom det område som omfattas av kartbilden i Figur 4-10, finns det fyra Natura 2000-områden: Skaten-Rångsen, Forsmarksbruk, Kallrigafjärden och Bruksdammen. Natura 2000 är EU:s nätverk för skyddad natur. Enligt miljöbalken är det förbjudet att utan tillstånd bedriva en verksamhet eller vidta en åtgärd som på ett betydande sätt kan medföra negativa konsekvenser för naturmiljön i Natura 2000-områden. Inom kartbilden finns det även två naturreservat, vilka geografiskt sammanfaller med Natura 2000-områdena Skaten-Rångsen och Kallrigafjärden.

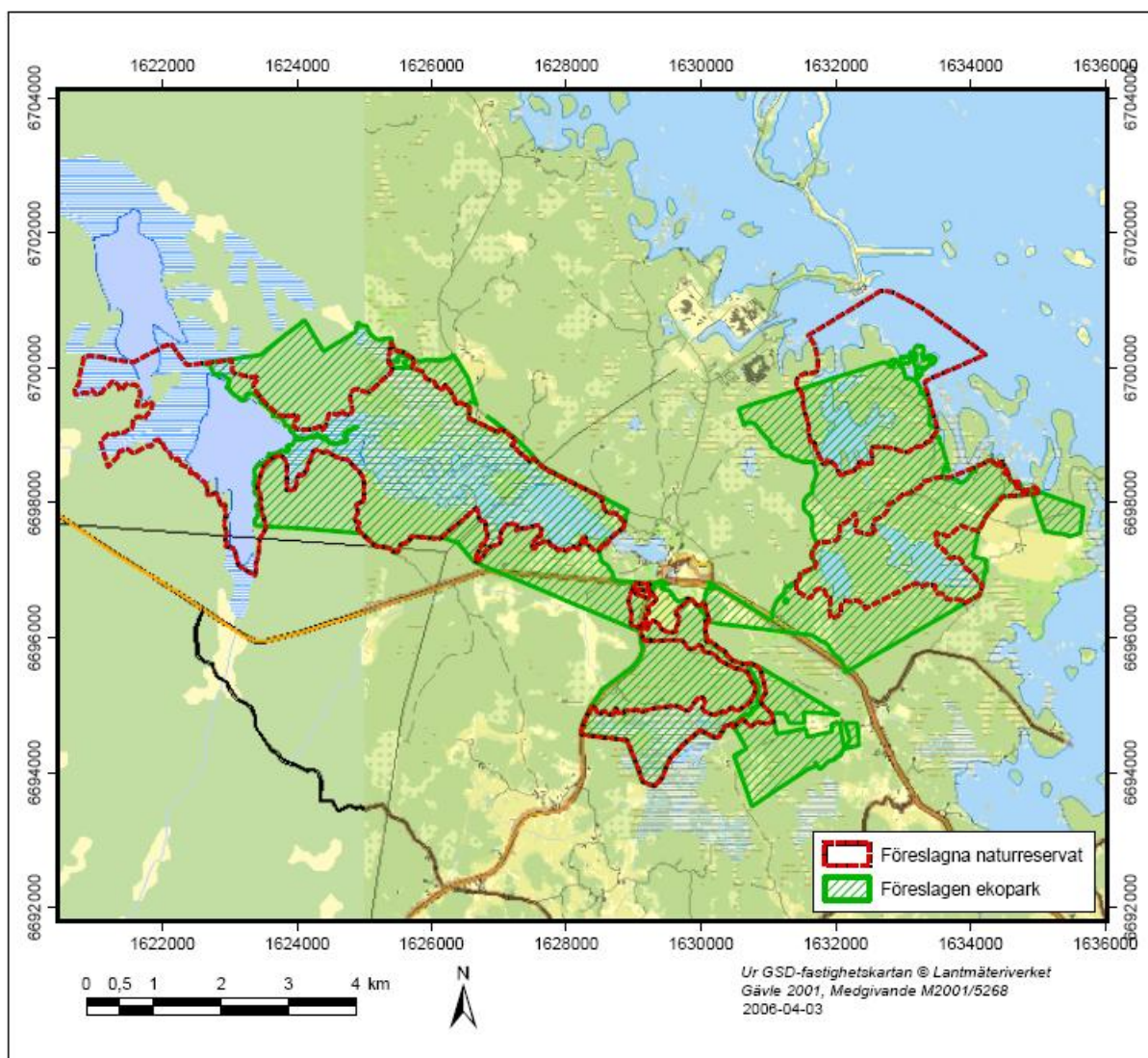
Inom kartbilden finns det tre områden som är utpekade som riksintresse för naturvård, och som enligt miljöbalken ska skyddas mot åtgärder som påtagligt kan skada naturmiljön: Forsmark-Kallrigafjärden, Östra Hållnäs-kusten och Forsmarksån. Dessa områden inkluderar Natura 2000-områdena Kallrigafjärden, Skaten-Rångsen respektive Bruksdammen.

Ekoparken (Figur 4-11) inrättades av Sveaskog år 2007, men är ännu inte formellt fastslagen. Länsstyrelsen i Uppsala Län har för närvarande inga planer på naturreservatsbildning av de föreslagna naturreservat som visas i figuren, eftersom ekoparken bedöms ge området ett tillräckligt skydd /Hamrén och Collinder 2009/. Med ekopark avses ett större sammanhängande skogslandskap med höga naturvärden och höga naturvårdsambitioner. I en ekopark används minst 50 % av den produktiva skogsmarken som naturvårdsareal. I ekoparkerna styr de ekologiska värdena över de

ekonomiska. Ekoparken har inget lagstadgat skydd, men ett så kallat ekoparksavtal löper över 50 år och reglerar skogsbruket inom ekoparken.



**Figur 4-10.** Översiktskarta som visar geografisk utbredning av områden avsatta som Natura 2000-områden, naturreservat samt riksintresse för naturvård i Forsmark. Kartan visar även det område (innanför den streckade linjen) som undersökts av [Hamrén och Collinder 2009](#); se avsnitt 6.1-2. Observera att det område som undersökts av [Hamrén och Collinder 2009](#) är betydligt mindre än det område som omfattades av SKB:s platsundersökningar i Forsmark.



**Figur 4-11.** Översiktskarta som visar geografisk utbredning av föreslagna naturreservat samt föreslagen ekopark /Ignell et al. 2006/. Frågan om reservatbildning är tills vidare vilande. Ekoparken inrättades av Sveaskog år 2007, men är ännu inte formellt fastslagen.

## 4.5 Jord- och skogsbruk i Forsmark

Markanvändningen i Forsmark dominerades tidigare av det skogsbruk som bedrevs av Sveaskog. I början av 2008 köpte SKB markområden av Sveaskog, inklusive delar av den ovan nämnda ekopark som Sveaskog inrättade år 2007. Skogen domineras av gran och tall, med en jämn fördelning mellan dessa båda trädslag. Aktivt jordbruk bedrivs vid Storskäret, ca 2 km öster om förvarsområdets östra gräns.

## 4.6 Befintlig vattenhantering och vattenverksamhet

### 4.6.1 Befintlig vattenhantering

#### **Dricksvattenförsörjning och enskilda brunnar**

All dricksvattenförsörjning i Östhammars kommun, med undantag för Forsmark (se avsnitt 4.6.2), baseras på grundvatten /Östhammars kommun 2003a/. Den kommunala dricksvattenförsörjningen, som försörjer 70 % av kommunens invånare, baseras på grundvatten från större åsformationer. Den närmast Forsmark belägna åsformation som

används för kommunal dricksvattenförsörjning är Börstilåsen, från vilken uttag sker för vattenförsörjning till tätorterna Östhammar, Norrskedika, Öregrund och Hargshamn /Östhammars kommun 2003a/. Det uttagsområde i Börstilåsen som är närmast slutförvarsanläggningen är beläget ca 8 km sydväst om anläggningens östra del.

I den kommunala översiktsplanen utpekas ytterligare potential för uttag i Börstilåsen i området mellan Harg och Marka samt för försörjning till förbrukningsområdet mellan Östhammar och Öregrund /Östhammars kommun 2003a/. Detta innebär att ytterligare uttag inte planeras i åssträckan norr om Östhammars tätort. Vidare gäller att (med vissa undantag) får enligt miljöbalken fritidsbebyggelse endast komma till stånd i form av kompletteringar till befintlig bebyggelse längs kusten upp till Forsmark. Detta innebär att kommunen har en restriktiv hållning mot tillkommande fritidsbebyggelse längs kusten /Östhammars kommun 2003b/.

Enligt ovanstående är uttagsområdena för befintlig och eventuell tillkommande kommunal vattenförsörjning lokaliserade på stora avstånd från slutförvarsanläggningen, vilket innebär att bortledning av grundvatten från förvaret inte kommer att kunna påverka den kommunala vattenförsörjningen i Östhammars kommun. I dagsläget försörjs dock 30 % av kommunens invånare via enskild vattenförsörjning. Nedan sammanfattas information rörande befintliga enskilda brunnar. Informationen har hämtats från en brunnsinventering som genomfördes sommaren 2001 /Ludvigson 2002/ samt från SGU:s brunnsarkiv (© Sveriges Geologiska Undersökning). Den senare informationen, som är tillgänglig i SKB:s GIS-databas, inhämtades i samband med brunnsinventeringen 2001. Uppdaterad information har därför inhämtats genom kontroll mot SGU:s brunnsarkiv, rörande eventuella nya enskilda brunnar som borrats och/eller införts i brunnsarkivet efter brunnsinventeringen genomfördes.

Brunnsinventeringen 2001 omfattade samtliga brunnar inom ett område som begränsas i väster av vägen till Forsmarks kärnkraftverk, mot sydväst av Forsmarksån, mot sydost av Kallrigafjärden och mot nordost av Öregrundsgrepen /Ludvigson 2002/. Inventeringen omfattade enskilda berg- och jordbrunnar samt bergborrhål så kallade ”vattenprospekteringshål”, som tidigare använts för att undersöka möjligheterna att komplettera eller ersätta sjön Bruksdammen (se vidare avsnitt 4.6.2) för FKA:s vattenförsörjning. Främst avsågs en komplettering eller ersättning av dricksvattenförsörjningen, med ett behov på ca 2–3 L/s. Åtta av vattenprospekteringshålen är från 1977–1978 och fyra av dem är av senare datum (1999–2000); de borrades och undersöktes i Vattenfalls respektive FKA:s regi. I ett av de tolv borrhålen genomfördes dock aldrig några undersökningar, eftersom det var torrt /Ludvigson 2002/.

De flesta av de tolv prospekteringshålen är belägna i området nordväst om sjön Gällsboträsket (sjöns läge visas i Figur 4-1). Slutsatsen från Vattenfalls och FKA:s undersökningar var att grundvattentillgången generellt bedömdes som god, men att vattenkvalitetsproblem (främst inträngning av saltvatten) befarades kunna uppstå vid långvariga grundvattenuttag /Ludvigson 2002/. Såvitt känt finns det i dagsläget inga planer på att ersätta sjön Bruksdammen med grundvattenbaserad vattenförsörjning från prospekteringshålen, varför dessa fortsättningsvis i denna rapport betraktas som borrhål och inte som brunnar.

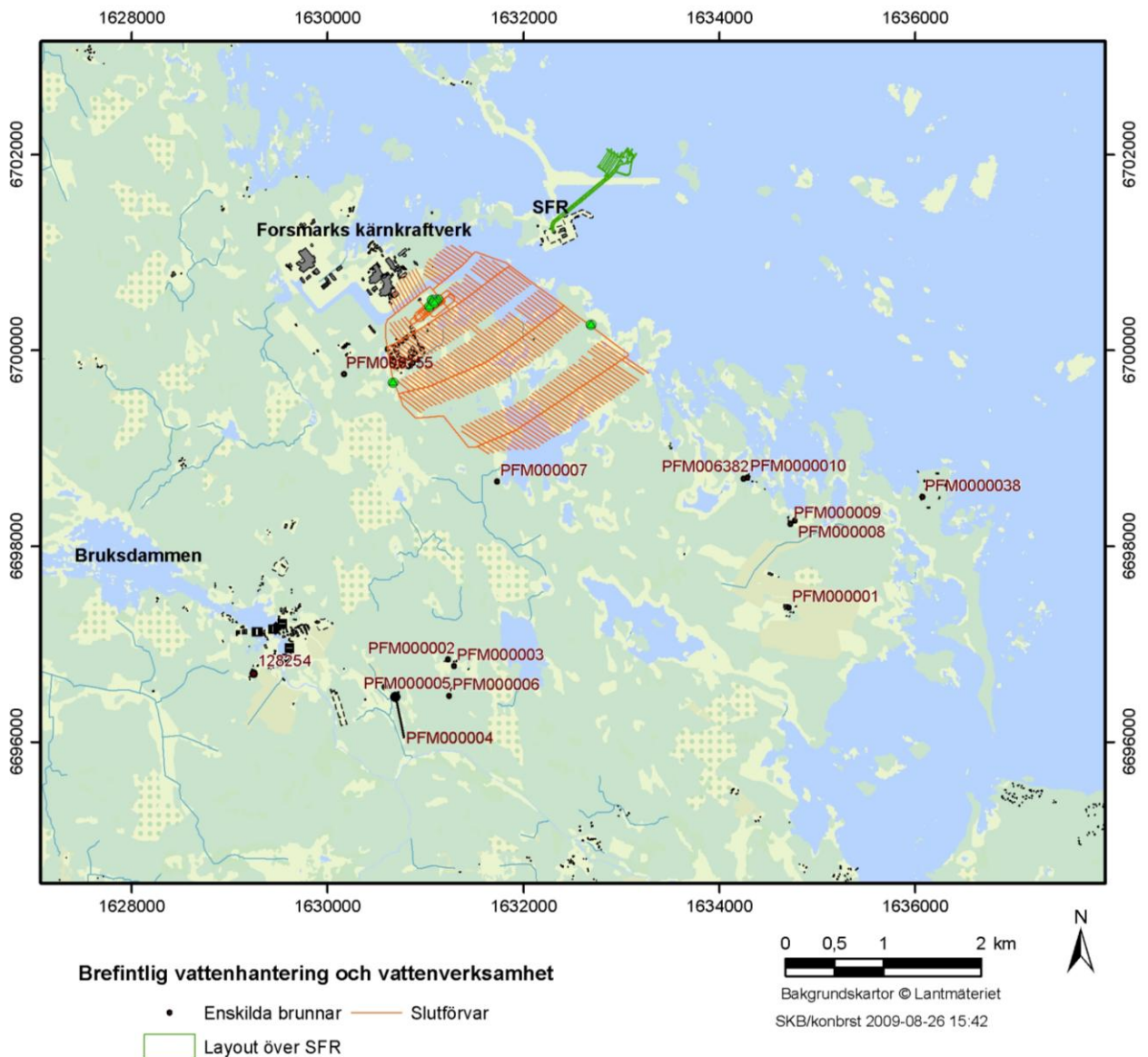
I samband med den tidigare brunnsinventeringen /Ludvigson 2002/ insamlades viss grundläggande information om de enskilda brunnarna. Bland annat undersöktes deras aktuella användning. Vidare genomfördes provtagning och analys på vatten från 25

brunnar, som underlag för en bedömning av brunnarnas lämplighet för dricksvattenförsörjning ur mikrobiologiskt och kemiskt hänseende. Resultaten visar att det råder relativt stora skillnader i vattenkvalitet mellan olika brunnar. Vattnet från vissa brunnar är fullt användbart som dricksvatten, medan andra brunnar uppvisar sämre vattenkvalitet.

Tabell A3-1 i Bilaga 3 sammanfattar resultatet av brunnsinventeringen, inkluderande tillgängliga uppgifter om brunnarnas lägen, användning, vattenkvalitet och kapacitet. Notera att ”inventeringsområdet” för identifieringen av brunnar i princip är godtyckligt; tabellen i Bilaga 3 omfattar ett område inom 3 km från den yttre gränsen för slutförvarsanläggningens undermarksdelar. I avsnitt 6.3.1 diskuteras specifikt de brunnar som potentiellt kan påverkas vid bortledande av grundvatten från slutförvarsanläggning i Forsmark. Det här valda inventeringsområdet innebär att vissa brunnsuppgifter har hämtats från SGU:s brunnsarkiv, eftersom de inte ingick i det område som inventerades av /Ludvigson 2002/. Man kan då notera att ett flertal av de brunnar som identifierades vid den tidigare brunnsinventeringen saknas i SGU:s brunnsarkiv.

Sammanlagt har 17 enskilda brunnar identifierats inom 3 km från slutförvarsanläggningen. Brunnarnas lägen visas i Figur 4-12. Av dessa är sex jordbrunnar, nio är bergbrunnar och närmare uppgifter saknas för två brunnar. Som nämnts ovan, bortses här från de tolv vattenprospekteringshål. På motsvarande sätt bortses från de undersökningshål som borrats av SKB inom ramen för platsundersökningarna. Av de sex jordbrunnarna är enligt tillgängliga uppgifter fyra stycken i bruk (varav en för bevattningsändamål) och en hade inte tagits i bruk vid tiden för den tidigare brunnsinventeringen (år 2001). En av jordbrunnarna (PFM000007) används inte längre. Sex av de sju bergbrunnarna används; enligt uppgifterna från brunnsinventeringen har fyra av dessa vattenkvalitetsproblem. En av de sju bergbrunnarna (SGU brunnsarkiv ID 128253) är enligt uppgift i /Ludvigson 2002/ nedlagd på grund av dålig vattenkvalitet och är därför inte med i Figur 4-12.

Den uppdaterade kontrollen mot SGU:s brunnsarkiv ((© Sveriges Geologiska Undersökning) rörande eventuella nya brunnar gjordes i början av september 2009. Vid denna tidpunkt innehöll arkivet information om brunnar som borrats till och med slutet av år 2007. I samband med denna kontroll, identifierades två brunnar som borrats och/eller införts i brunnsarkivet efter brunnsinventeringarna 2001. Dessa två brunnar är enligt uppgifter i brunnsarkivet borrhade på fastigheterna Forsmark 3:13 respektive Forsmark 6:5. Den första brunnen (SGU brunnsarkiv ID 903123040) är enligt arkivuppgifterna belägen ca 750 m nordost om brunnen 128254 i Figur 4-12. Brunnen är enligt arkivuppgifterna en 207 m djup bergbrunn (energibrunn) som borrhades sommaren 2003. Den andra brunnen (SGU brunnsarkiv ID 901031492) är belägen ca 850 m norr om FKA:s kylvattenkanal. Brunnen är enligt arkivuppgifterna en 61 m djup bergbrunn som borrhades hösten 2000, för hushålländamål, fritidshus eller mindre lantbruk. Eftersom dessa brunnar ännu inte införts i SKB:s GIS-databas, är de inte medtagna i Figur 4-12.



**Figur 4-12.** Översiktskarta som visar lägena för de enskilda brunnar som identifierats inom 3 km från slutförvarsanläggningen. Kartan visar även lägena för undermarksanläggningen SFR, Forsmarks kärnkraftverk och sjön Bruksdammen. Notera att de två brunnar som borrats och införts i SGU:s brunnarsarkiv efter år 2001 inte är med på kartan.

### **Pumpning från SFR och grundvattendränering vid Forsmarks kärnkraftverk**

Berggrummen i SFR (slutförvaret för kortlivat radioaktivt avfall) är belägna ca 50 m under havets botten nära Forsmarks hamn. Läget för SFR visas i Figur 4-12. Från SFR pumpas i dagsläget totalt ca 6 L/s /Johansson 2008/. Pumpningen görs från två pumpgröpar, belägna på nivåerna 88 (ca 1,2 L/s) respektive 140 m.u.h. (ca 4,8 L/s). En utbyggnad av SFR är planerad /SKB 2008b/. Vid Forsmarks kärnkraftverk (se Figur 4-12) finns ett system för grundvattendränering (se även avsnitt 4.6.2). Bortdränerat grundvatten (ca 1–2 L/s) pumpas från en pumpgrop på nivån ca 20 m.u.h. /Johansson 2008/.

## Avloppsvattenrening

För kärnkraftverket med tillhörande byggnader finns ett avloppsreningsverk för sanitärt avloppsvatten. Avloppsreningsverket är dimensionerat för 1 000 personer och är utrustat för mekanisk, biologisk och kemisk rening. Avloppsvatten, som kan vara förorenat med olja, passerar oljeavskiljare innan det når reningsverket. Utsläpp av renat avloppsvatten sker till Asphällsfjärden (havsviken öster om kärnkraftverket, se Figur 4-1). FKA planerar att flytta reningsverket till ett läge väster om sjön Tjärnpussen (se Figur 4-1).

### 4.6.2 Befintlig vattenverksamhet

FKA innehar tillstånd för följande vattenverksamheter:

- Uttag på 85 L/s från sjön Bruksdammen (se Figur 4-12) i Forsmarksån vid Forsmarks Bruk, för egen vattenförsörjning (dricks- och processvatten). Tillstånd meddelades i domar 1971, 1976, 1978 och 1982. Domarna ger även tillstånd till reglering av Bruksdammen. I dagsläget är uttaget (måndag till fredag, inget uttag under helger) normalt 13–14 L/s, och den maximala pumpkapaciteten med befintliga pumpar är 35 L/s (muntlig uppgift, Per Bons, FKA, 2008). Råvattnet behandlas genom filtrering och luftning innan det överförs via ledning till FKA:s vattenverk. I vattenverket sker flockning och flotation och snabbfiltrering. För produktion av processvatten sker rening i en totalavsaltningssystem. Dricksvatten genomgår även kolfiltrering, pH-justering, UV-rening och klorering.
- Uttag av havsvatten från Öregrundsgrepen via en anlagd kanal för tillhandahållande av kylvatten till Forsmarks kärnkraftverk. Kanalens läge söder om kärnkraftverket kan ses i Figur 4-12. Enligt gällande vattendom från 1971 är tillåtet uttag 200 m<sup>3</sup>/s. Uttaget är för närvarande maximalt ca 130 m<sup>3</sup>/s /Johansson 2008/. Använt kylvatten leds från reaktorbyggnaderna F1 och F2 till den så kallade ”Biotestsjön” (se nedan) i en gemensam tunnel. Kylvatten som använts i reaktorbyggnad F3 leds bort i en separat tunnel. Kylvattenutsläppet är i dagsläget ca 90 m<sup>3</sup>/s; skillnaden mot uttaget utgörs av vattenförluster i kärnkraftverkets kondensorer.
- I övrigt har i vattendomar från 1971, 1973 och 1976 bland annat lämnats tillstånd till arbeten i vatten (inklusive farledsmuddring) samt anläggande av en hamn med kaj, vågbrytare samt en biotestanläggning (Biotestsjön) jämte fångstdammar.

### 4.6.3 FKA:s dagvattensystem

FKA:s dagvattensystem omhändertar dagvatten från ett område som omfattar ca 0,2 km<sup>2</sup>. Dagvattensystemet tar emot vatten från en tvätthall och en verkstad för tvätt och underhåll av fordon, hårdgjorda markytor och tak, samt bortlett grundvatten från turbin- och reaktorbyggnader samt kulvertar, intagsbyggnad, servicebyggnad samt från spillskydd under oljetankar. Huvuddelen av dagvattnet leds till kylvattenkanalens inlopp.

### 4.6.4 Markavvattningsföretag och källor

I området har sedvanlig skogsdikning genomförts. Inga markavvattningsföretag är registrerade i området /Brunberg och Blomqvist 1998/. Dock kan man notera att utloppsfåran från sjön Eckarfjärden (se Figur 4-1 i avsnitt 4-1) uppenbarligen är grävd, varigenom sjön sänkts.

I september 2009 gjordes en kontroll i SGU:s källarkiv (© Sveriges Geologiska Undersökning) rörande registrerade källor i Forsmarksområdet. Kontrollen visar att inga källor registrerats i Forsmarksområdet.

## **4.7 Förändringar av förhållandena i Forsmarksområdet fram till år 2100**

Detta avsnitt ger en översikt över möjliga framtida förändringar av förhållandena i Forsmarksområdet, med fokus på sådana förändringar som kan vara av betydelse för den planerade grundvattenbortledningen samt dess effekter och konsekvenser. Översikten är främst inriktad på det så kallade nollalternativet, det vill säga förändringar i området som kommer att ske även om slutförvarsanläggningen inte etableras. Vidare ska framtida planer i övrigt för ett område tas i beaktande då en vattenverksamhet planeras. Vid sådana bedömningar av framtida förändringar kan en tidsperiod på tio år anses som rimlig, med avseende på verksamheter som berör samma vattentillgång /Naturvårdsverket 2008/. I det aktuella fallet kommer slutförvarsanläggningens driftskede att avslutas ungefär år 2070 och dess avvecklingsskede i storleksordningen 15 år senare (se avsnitt 2.2).

Med ovanstående som utgångspunkt, används här år 2100 som en bortre tidshorisont för en diskussion om Forsmarksområdets framtida utveckling. I nedanstående två avsnitt beskrivs förändringar som gäller övriga verksamheter i Forsmarksområdet (avsnitt 4.7.1) samt områdets naturliga utveckling (avsnitt 4.7.2). Bedömningarnas omfattning och precision begränsas givetvis av möjligheterna att göra meningsfulla förutsägelser över långa tidsperioder.

### **4.7.1 Förändringar avseende övriga verksamheter**

#### ***Övrig vattenhantering och vattenverksamhet***

Med avseende på enskilda brunnar (se avsnitt 4.6.1), har som nämnts tidigare Östhammars kommun en restriktiv hållning mot tillkommande fritidsbebyggelse längs kusten. Detta innebär att man inte kan förvänta sig någon tillkommande bebyggelse vars vattenförsörjning kan komma att påverkas av grundvattenbortledningen från slutförvarsanläggningen.

Som nämnts i avsnitt 4.6.1, betraktas FKA:s vattenprospekteringshål inte som enskilda brunnar; FKA har såvitt känt för närvarande inte några planer på att ersätta sjön Bruksdammen vid Forsmarks By för sin vattenförsörjning. Vad gäller framtiden för Forsmarks kärnkraftverk, med tillhörande grundvattendränning, dagvattensystem och uttag av kylvatten från havet (se avsnitten 4.6.1–3), är det aktuella referensscenariot 50 års drifttid för reaktorerna /SKB 2008c/. Detta skulle innebära att kärnkraftverket och tillhörande system drivs vidare en bit in på 2030-talet.

Enligt avsnitt 4.6.1, planeras en utbyggnad av SFR. Inverkan av ett utbyggt SFR beskrivs närmare i avsnitt 5.7.3.

#### ***Byggnader och infrastruktur***

Vid uppförande av slutförvarsanläggningens driftområde, måste en avveckling ske av FKA:s befintliga anläggningar för tillfälligt boende, med tillhörande VA-ledningar med mera /SKB 2009d/. Nya logibygnader planeras inom ett ca 0,1 km<sup>2</sup> stort område vid Igelgrundet, nordost om kärnkraftverket.



## 4.7.2 Forsmarksområdets naturliga utveckling

### **Landhöjning – uppkomst av sjöar och våtmarker**

Den landhöjning som ännu pågår efter den senaste nedisningen är i Forsmarksområdet ca 6 mm/år /Ekman 1996, Söderbäck (ed.) 2008/, vilket ger en landhöjning på ca 0,4 m fram till år 2080 och ca 0,5 m fram till år 2100. Det bör observeras att landhöjning inte är samma sak som strandlinjeförändring; det senare diskuteras närmare nedan i avsnittet Klimatförändring och havsnivåhöjning.

Naturlig succession innebär att landhöjningen alltsedan deglaciationen kontinuerligt har gett upphov till nya sjöar längs Forsmarksområdets kust, och kommer att göra så även i framtiden. Naturlig succession innebär vidare att nya våtmarker kontinuerligt utbildas i området, antingen efter ett sjöstadium eller direkt efter avsnörningen från havet /Löfgren (ed.) 2008/. Baserat på /Påsse 1997/, utarbetade och kalibrerade /Brydsten 2004, 2006/ modeller för bildande, sedimentation och igenväxning av sjöar i Forsmarksområdet. Enligt en modifierad variant av den sjöbildningsmodell som presenterades av /Brydsten 2006/ (en rapport är under framtagande), avsnördes de idag existerande sjöarna i Forsmark från havet för 100–150 år sedan (Bolundsfjärden, Norra Bassängen, Fiskarfjärden och Bredviken), 350–400 år sedan (Puttan och Gällsboträsket), upp till för 900–1 000 år sedan (Eckarfjärden och Gunnarsboträsket); för sjöarnas lägen, se Figur 4-1. Baserat på de resultat som redovisas i /Brydsten 2006/, kan man dra slutsatsen att ingen ny sjö kommer att bildas i Forsmarksområdet på grund av landhöjningen inom år 2100.

En modifierad variant av den sjöigenväxningsmodell som presenteras av /Brydsten 2006/ (en rapport är under framtagande) kan även användas för att översiktligt bedöma huruvida någon av de idag existerande sjöarna i Forsmarksområdet genom naturlig succession kan komma att övergå till att bli en våtmark (se definition nedan) fram till år 2100, det vill säga om något nytt rikkärr och/eller ny kalkgöl kommer att bildas fram till dess. Enligt den modifierade modellen kommer de sjöar som nämns ovan att vara helt fyllda med sediment och igenväxta om mellan 600 år (Puttan och Norra Bassängen) och 7 300 år (Fiskarfjärden). Genom att tillämpa den (omodifierade) sjöigenväxningsmodell som presenteras i /Brydsten 2006/, kan man vidare visa att en sjö med ett vattendjup på högst 2 m och en sjöyta på ca 1 700 m<sup>2</sup> kommer att växa igen (och övergå till att bli en våtmark) fram till år 2100. Om man för enkelhets skull antar att sjön är rund, motsvarar detta en sjö med en radie på 23 m, vilket är mindre än sjöytorna för de sjöar som existerar i Forsmark idag /Johansson 2008/. Även om räkneexemplet är förenklat (och bygger på ett antal antaganden och en omodifierad sjöigenväxningsmodell), är det rimligt att anta att ingen av de idag existerande sjöarna kommer att övergå till att bli en våtmark (rikkärr/kalkgöl) inom år 2100.

### **Utveckling av våtmarker och skogsmiljöer**

Våtmarker kan ses som transitioner (både i rum och tid) mellan terrestra och akvatiska system; förhållandena drivs mot den terrestra delen vid en sänkt vattenyta och mot den akvatiska delen vid höjd vattenyta. Ett kärrs botten höjs vid avlagring av organiskt material från växtlighet (se avsnittet ovan), och igenväxning leder till en övergång till skogsbeväxt kärr, mosse och därefter till jordbruksmark/skog /Löfgren (ed.) 2008/; kärrtorv lämpar sig i regel mycket bättre som jordbruksmark än mossetorv. Det bör noteras att flera typer av miljöer ingår i begreppet våtmark, såsom myrar och strandmiljöer, se till exempel /Kellner 2003/. Med våtmark avses i denna rapport inte mossar (vilket är en typ av myr), eftersom sådana främst försörjs med vatten via

nederbörden. Mossar är därför inte beroende av grundvattenytans läge för sin vattenförsörjning och påverkas inte av grundvattenbortledning, vilket är fokus i denna rapport.

Igenväxning av våtmarker sker långsamt, vilket innebär att denna process sannolikt inte kommer att leda till att någon av de idag befintliga våtmarkerna i Forsmark kommer att växa igen fram till år 2100. Det finns dock flera osäkerheter i denna bedömning. Oaktat tidigare markavvattningsföretag (dikning), har utvecklingen under 1900-talet generellt gått mot en ökad igenväxning av rikkärr och andra typer av myrar, särskilt i östra Götaland och Svealand, bland annat på grund av förändringar i klimatet /Hamrén och Collinder 2009/. Denna pågående igenväxning kan komma att öka och göra våtmarksmiljöerna mer beroende av skötsel för att bibehålla sin öppenhet. Vidare har en påtaglig igenväxning av vass observerats i rikkärr i Norrtälje, vilket sannolikt även sker i Forsmarksområdet /Hamrén et al. 2009/. Tät vass är negativt för många rikkärrarter, och kan vara ett hot mot rikkärrarna i Forsmark som gör att de har mist stora delar av sina naturvärden fram till år 2100.

De av SKB inköpta skogsområdena (se avsnitt 4.5) kommer att återgå till Sveaskog om slutförvarsanläggningen inte uppförs i Forsmark. Sveaskog har avsatt en så kallad ekopark i området, vilket innebär att man tar än mer naturvårdshänsyn inom skogsbruket (avsnitt 4.5). Ekoparker avsätts dock för en tidsperiod på 50 år, varefter en förnyad prövning görs. Under förutsättning att Sveaskog förlänger ekoparksförordnandet efter 50 år, kommer naturvärdena i skogen att öka fram till år 2100, allt eftersom skyddade skogspartier blir äldre och får en ökad andel död ved och andra strukturer som hör gamla skogar till.

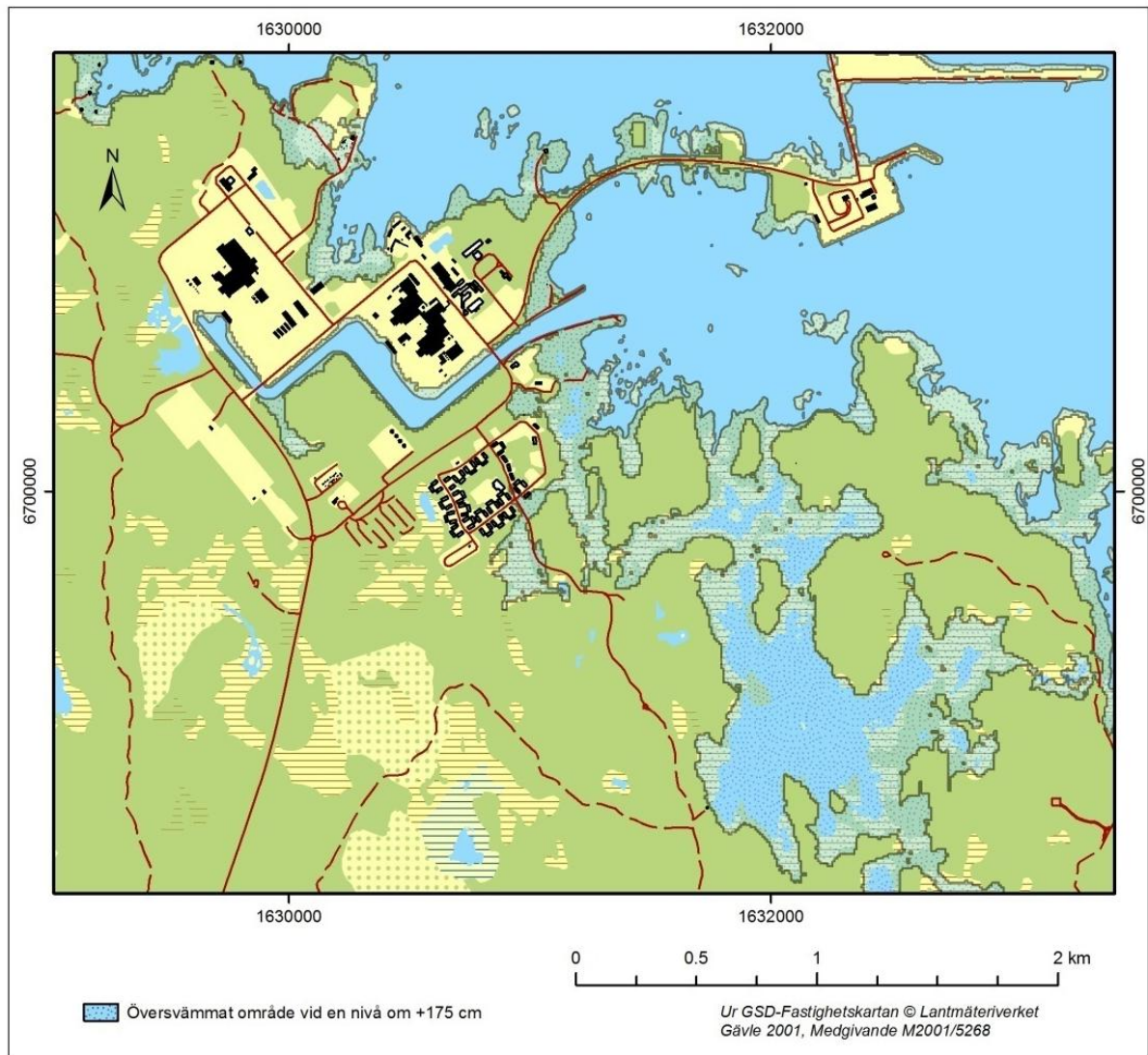
### **Klimatförändring och havsnivåhöjning**

Detta avsnitt fokuserar på effekter av möjliga havsnivåförändringar fram till år 2100. Framtida klimatscenarier och deras koppling till prognoser av grundvattenbortledningens effekter diskuteras närmare i avsnitt 5.7.5.

Global uppvärmning i kombination med andra faktorer kan orsaka en höjning av havsnivån fram till år 2100. En sådan förändring är en viktig faktor för förhållandena i mark- och vattenområden längs kusten (se exempel i Figur 4-13), eftersom en förändring av havsnivån kan medföra att ”nettolandhöjningen” minskar eller blir negativ (se avsnittet Landhöjning – uppkomst av sjöar och våtmarker). Framtida förändringar av havsnivån är en öppen forskningsfråga, och prognoser av framtida havsnivåer är av förklarliga skäl behäftade med stora osäkerheter. För det mest extrema scenariot, samt korregerat för lokal landhöjning, är det prognostiserade havsvattenståndet i Forsmark år 2100 maximalt 0,56 m (RHB 70) /Brydsten et al. 2009/.

Förutom en långsam global höjning av havsnivån och den lokala landhöjningen, tillkommer även (förändringar av) kortvariga havsnivåvariationer orsakade av bland annat lufttryck och vindar. Figur 4-13 visar strandlinjen i Forsmark vid en extrem havsnivå på 1,75 m, vilket är ett scenario för år 2100 som tar hänsyn till sådana kortvariga processer. Figur 4-13 visar att vid en havsnivå på 1,75 m.ö.h., täcks nuvarande mark- och vattenområden längs den nuvarande kustlinjen av havet, vilket också gäller våtmarksområdena kring sjöarna Bolundsfjärden, Norra Bassängen och Puttan samt områdena söder om kylvattenkanalen. Sjöträsklarna för de nämnda sjöarna är mellan 0,19 och 0,48 m.ö.h., vilket innebär att det redan i dag sker ett periodiskt inflöde av havsvatten till dem vid höga havsnivåer /Johansson 2008/. De låga

sjötrösklarna innebär att förhållandena i sjöarna och i våtmarksområdena längs deras stränder påverkas även vid en havsnivå på 0,56 m enligt ovan.



**Figur 4-13.** Översiktskarta som visar översvämmade områden vid en havsnivå på 1,75 m.ö.h. /Brydsten et al. 2009/. Enligt figuren täcker havet mark- och vattenområden längs den nuvarande kustlinjen, liksom våtmarksområdena kring sjöarna Bolundsfjärden, Norra Bassängen och Puttan (se Figur 4-1 i avsnitt 4.1) samt områdena söder om kylvattenkanalen.

## 5 Bedömning av slutförvarsansläggningen hydrogeologiska och hydrologiska effekter

### 5.1 Underlag och genomförda bedömningar

Detta kapitel sammanfattar bedömningsmetoder och -resultat avseende de hydrogeologiska och hydrologiska effekterna av bortledning av grundvatten från en slutförvarsanläggning i Forsmark. När det gäller de hydrogeologiska och hydrologiska förhållandena i Forsmark, utgör de omfattande platsundersökningarna och de resulterande konceptuella beskrivningarna /Follin 2008, Johansson 2008, Lindborg (ed.) 2008, SKB 2008a/ viktiga underlag för att prognostisera de hydrogeologiska och hydrologiska effekterna vid uppförande och drift av en undermarksanläggning i Forsmarksområdet. Två olika modelleringsverktyg (vattenflödesmodellerna MOUSE SHE / Gustafsson et al. 2009a, Mårtensson et al. 2009/ och DarcyTools /Svensson och Follin 2009/) har använts för att stödja och illustrera prognoserna. En orsak till att två olika flödesmodeller använts, är att det är svårt att i en och samma modell hantera hela slutförvarsanläggningen, bergmassan och förhållandena nära markytan i detalj. Det vill säga, olika modellverktyg behövs eftersom de är bra på olika saker.

I det aktuella sammanhanget har främst resultat från flödesmodellen MOUSE SHE använts som stöd och för att illustrera grundvattenbortledningens effekter. Som framgår av avsnitt 5.1.1, motiveras detta bland annat av att MOUSE SHE i mer detalj kan beskriva egenskaper och processer nära och på markytan, det vill säga inom den del av systemet där konsekvenser kan uppstå för miljö och hälsa. Resultaten från DarcyTools-modellen har främst använts för att få en viss kontroll av att MOUSE SHE-resultaten är rimliga.

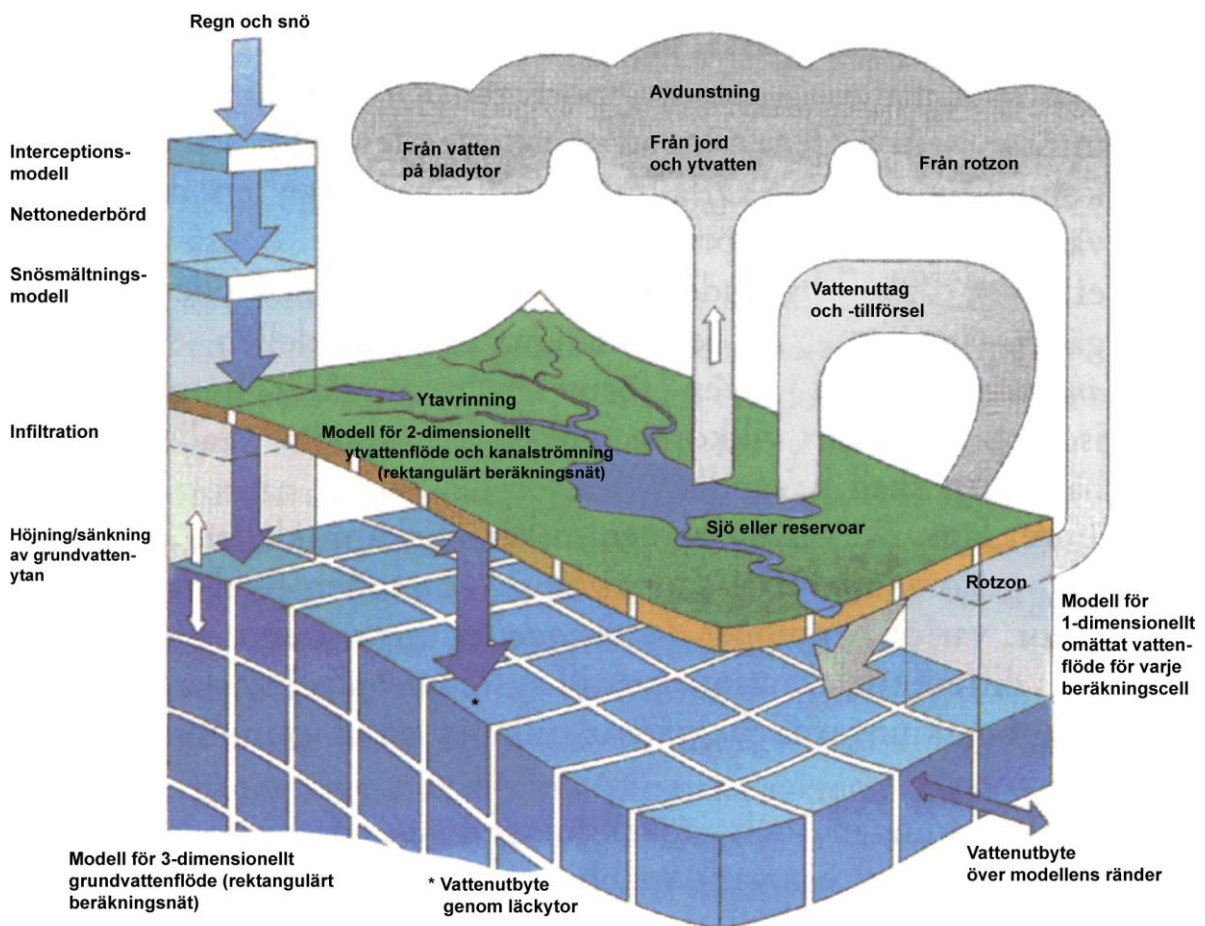
I avsnitten 5.1.1–2 ges en kortfattad beskrivning av de två modellverktygen och hur de konceptuella beskrivningarna av de hydrogeologiska och hydrologiska förhållandena i Forsmark har implementerats i modellerna. Modelleringsresultat, främst från MOUSE SHE-modellen, presenteras i avsnitten 5.2–8, inklusive prognoser av inläckaget av grundvatten till slutförvarsanläggningen (avsnitt 5.2) och effekter på grundvattennivåer i jord och berg (avsnitt 5.3) samt på grundvattnets saltinnehåll (avsnitt 5.4). Vidare redovisas i avsnitt 5.5 en prognos av hur lång tid det tar innan en avsänkt grundvattenyta har återhämtats efter det att slutförvarsanläggningen har återfyllts och länshållningen upphört. Prognoser av grundvattenbortledningens effekter på sjönivåer, flöden i bäckar och vattenbalanser för olika delområden behandlas i avsnitt 5.6. Avsnitt 5.7 sammanfattar de olika typer av känslighetsanalyser som genomförts med MOUSE SHE-modellen. Dessa analyser innefattar till exempel betydelsen av osäkerheter när det gäller bergets hydrogeologiska egenskaper och variationer i de meteorologiska förhållandena. Slutligen presenteras i avsnitt 5.8 bedömningar av grundvattenbortledningens effekter på de mark- och vattenkemiska förhållandena i Forsmark.

#### 5.1.1 MOUSE SHE

Den MOUSE SHE-modell som används i detta sammanhang /Gustafsson et al. 2009a, Mårtensson et al. 2009/ baseras på de konceptuella beskrivningar och den MIKE SHE-modell för Forsmark som presenteras i /Bosson et al. 2008, Follin 2008, Johansson 2008/. MOUSE SHE-modellen inkluderar hela förvaret och även berget under detta ner

till nivån 990 m.u.h. Detta kan jämföras med 600 m.u.h. i den MIKE SHE-modell som utarbetades inom ramen för platsbeskrivningen /Bosson et al. 2008/. Jämfört med MIKE SHE-modellen, har även MOUSE SHE-modellens rumsliga upplösning ökat i vertikalled inom de delar av modellvolymen som beskriver berget.

Modellverktyget MOUSE SHE kan beskrivas som en kombination av två andra modellverktyg, MIKE SHE och MOUSE (se Figur 5-2). MIKE SHE (se Figur 5-1) beskriver de huvudsakliga vattenflödena inom den hydrologiska cykeln på land, det vill säga nederbörd (regn eller snö), infiltration genom markytan, interception (vatten som ”fastnar” på träd och andra växter), evapotranspiration (avdunstning och växternas vattenkonsumtion), samt vattenflöden i den omättade zonen, den mättade (grundvatten)zonen och på markytan. I den här beskrivna modelleringen, har MIKE SHE i sin tur sammankopplats med en kanalfloresmodell, MIKE 11. MIKE 11-modellen beskriver nivåer och flöden i sjöar och bäckar, och interaktionen mellan ytvatten och de vattenflöden som hanteras av MIKE SHE, inklusive vatten på och under markytan. MIKE SHE kan alltså beskriva både ytprocesser (exempelvis vattenutbyte mellan mark och atmosfär), grundvattenflöde, hydrologiska objekt (såsom sjöar och bäckar) samt interaktionen mellan dessa.

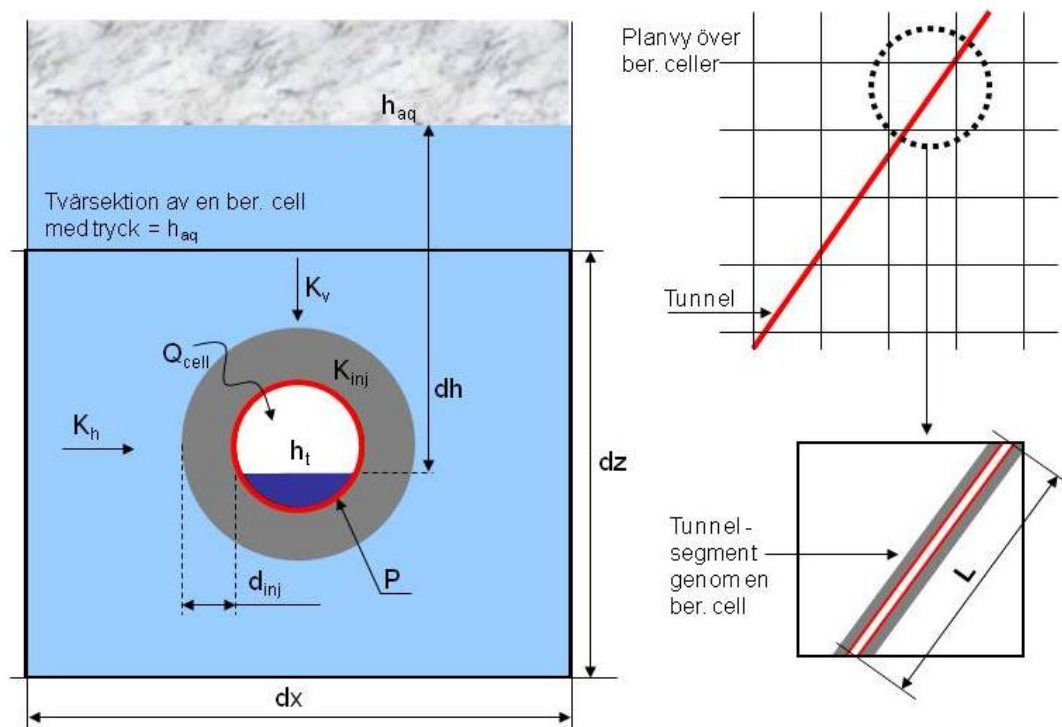


**Figur 5-1.** Illustration av de vattenflödesprocesser som kan beskrivas med modellverktyget MIKE SHE /Gustafsson et al. 2009a/.

I MOUSE SHE beskrivs slutförvarsanläggningens vertikala schakt (se avsnitt 2.1) genom att ansätta atmosfärstryck i de MIKE SHE-celler som representerar schakten. Atmosfärstryck innebär att schakten i modellen förutsätts vara tomma på vatten. Den

injekterade zonen kring schakten representeras i form av en "konduktans" i varje beräkningslager i MOUSE SHE (se Bilaga 4). Denna konduktans beror i sin tur på så kallade läckagefaktorer, som styrs av vattengenomsläppligheten i den injekterade zonen, tjockleken på denna zon, samt vattengenomsläppligheten i närmast omgivande jord eller berg. För ytterligare detaljer, se /Gustafsson et al. 2009a/.

Rampen, tunnarna och övriga utrymmen under mark beskrivs med hjälp av modellverktyget MOUSE. MOUSE är ett modellverktyg för "urban hydrologi", som ursprungligen är framtaget för att beräkna rörströmning. MOUSE-verktyget har vidareutvecklats dels för att kunna representera förvaret och dels för att kunna koppla ihop MOUSE med MIKE SHE, se Figur 5-2. På så sätt kan den kopplande modellen (MOUSE SHE) beskriva både förvaret och dess interaktion med omgivande jord och berg. Ramp, berggrum och tunnlar representeras i MOUSE av ett stort antal rörsektioner, som i likhet med schakten (se ovan) förutsätts vara tomma på vatten. I dessa rörsektioner råder i modellen därför atmosfärstryck. Den injekterade zonen kring dessa undermarksutrymmen representeras också av en läckagefaktor, som styrs både av den injekterade zonens vattengenomsläpplighet och tjocklek samt vattengenomsläppligheten i närmast omgivande jord och berg. Som framgår av Figur 5-2, representeras den injekterade zonen endast i MOUSE. Detta innebär att jord eller berg som representeras i MIKE SHE inte "ersätts" av den injekterade zonen, eftersom denna zon representeras via läckagefaktorerna i MOUSE.

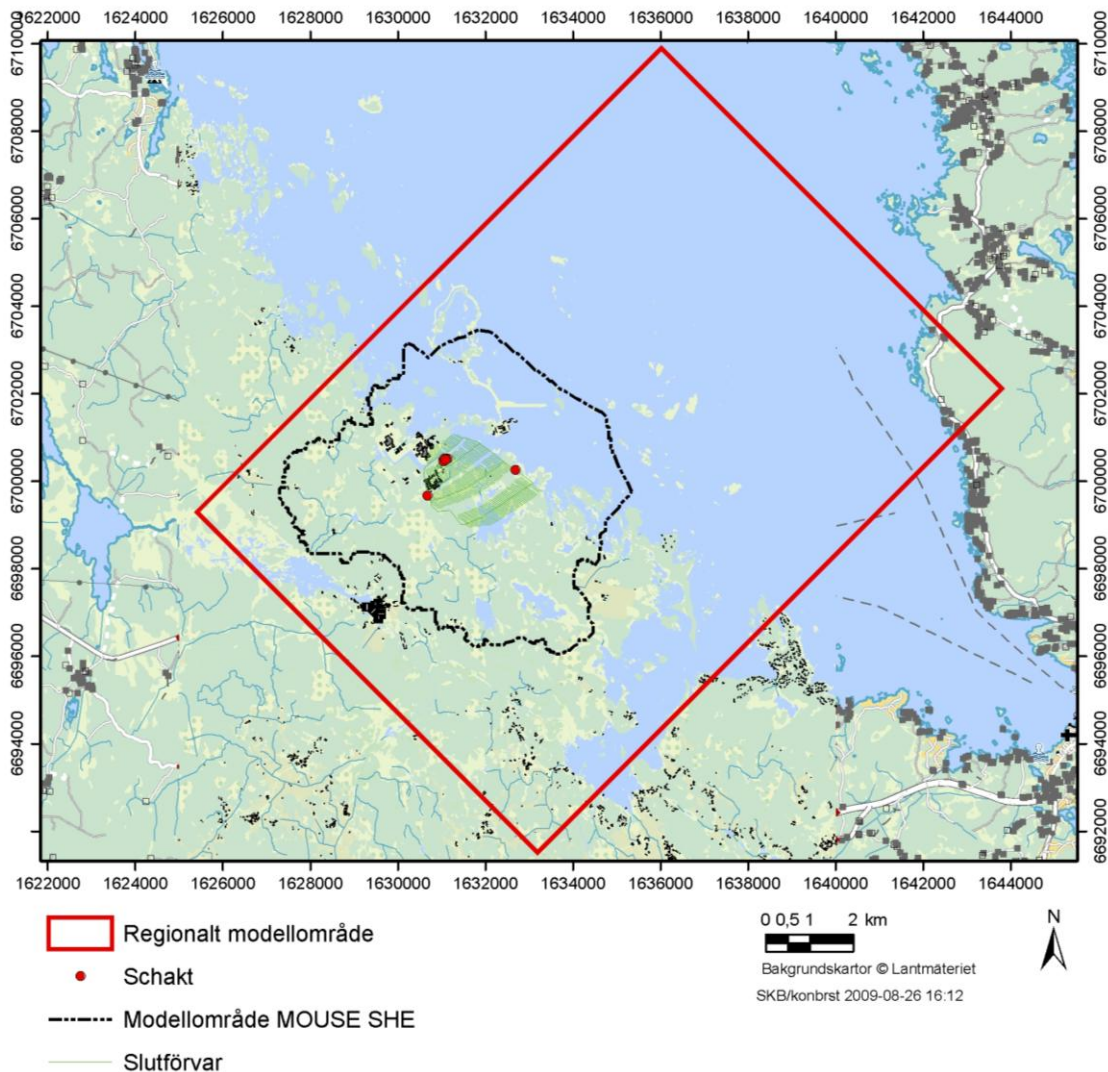


**Figur 5-2.** Illustration av kopplingen mellan MIKE SHE och MOUSE /Gustafsson et al. 2009a/.

MOUSE SHE-modellens modellområde (se Figur 5-3) omfattar en yta på ca 37 km<sup>2</sup>, varav 25,5 km<sup>2</sup> utgörs av landområden. Modellen har en rumslig upplösning i horisontalplanet på 40 gånger 40 m. Randvillkoren, som styr interaktionen mellan modellvolymen och dess omgivning, innebär att det inte kan ske något in- eller utflöde genom modellens botten eller genom modellens ytterkanter på land. Som visas i Figur 5-3, omfattar modellområdet även en bit av havet. I den del av modellen som ligger i havet, ansätts i modellen en tidsvarierande grundvattennivå i jord. Dessa tidsvariationer motsvarar uppmätta havsnivåvariationer /Johansson 2008/.

Huvuddelen av de MOUSE SHE-beräkningar som beskrivs i denna rapport baseras på lokalt uppmätta meteorologiska data och havsnivådata från åren 2005–2006 /Johansson 2008/. Året 2005 har då använts som en ”inkörningsperiod”, medan de redovisade beräkningsresultaten avser det efterföljande året 2006. Om inget annat nämns, används således 2006 som ett ”typår” i MOUSE SHE-beräkningarna. År 2006 var ett relativt normalt (men något torrt) år i Forsmark ur meteorologisk synpunkt, med en ackumulerad nederbörd på 539 mm /Gustafsson et al. 2009a/. Detta kan jämföras med ett bedömt långtidsmedelvärde på 559 mm för referensnormalperioden 1961–1990 /Johansson 2008/. I MOUSE SHE-beräkningarna är den pågående pumpningen vid SFR (se avsnitt 4.6.1) representerad i form av en pumpbrunn.

Figur 5-3 visar den utformning av slutförvarsanläggningen som används i MOUSE SHE-modellen (Forsmark Layout D2, version 1.0, april 2008). MOUSE SHE-beräkningarna utgår från en förvarsutformning med ett ”maximalt utnyttjande av platsen”, vilket inkluderar en reserv på hela 27 % för potentiellt bortfall av kapselpositioner. Detta innebär konkret att den förvarsutformning som använts i MOUSE SHE innehåller fler deponeringstunnlar i slutförvarsanläggningens nordvästra och södra del, jämfört med den utformning som visas i Figur 2-3 i avsnitt 2-1; den senare inkluderar en reserv på 13 % för potentiellt bortfall av kapselpositioner. Det bör vidare noteras att i MOUSE SHE-modellen har skipschaktet och frånluftschaktet i driftområdet en diameter på 5 m respektive 2,5 m, baserat på en tidigare framtagen referensutformning. I referensutformningen har diametrarna på dessa schakt utökats något till 5,5 m respektive 3,5 m efter det att MOUSE SHE-modelleringen påbörjades /SKB 2009d/.



**Figur 5-3.** Översiktskarta som visar MOUSE SHE-modellens modellområde /Gustafsson et al. 2009a/, gränsen för det regionala modellområdet som används i platsbeskrivningen för Forsmark /SKB 2008a/, samt utformningen av slutförvarsanläggningen (inklusive schakt) som använts i MOUSE SHE /Gustafsson et al. 2009a/.

### 5.1.2 DarcyTools

DarcyTools /Svensson och Follin 2009/ är ett modellverktyg som är utvecklat för att beskriva grundvattenflöde i sprickigt berg, baserat på ”sprickdata” och annan information som erhålls vid hydrogeologiska undersökningar i berg. DarcyTools kan beskriva slutförvarsanläggningen med högre rumslig upplösning än MOUSE SHE. Bland annat kan DarcyTools representera enskilda deponeringshål i en storskalig modell, på grund av att den horisontella upplösningen i DarcyTools tillåts variera inom olika delar av modellområdet. Till skillnad från MOUSE SHE, varierar dock inte de meteorologiska förhållandena och havsnivån i DarcyTools, vilket till exempel innebär att DarcyTools inte tar hänsyn till tidsvarierande nederbörd. DarcyTools kan dock ta hänsyn till densitetseffekter, det vill säga att grundvattnet har olika densitet i olika delar av modellvolymen. Detta innebär att DarcyTools kan användas för att bedöma effekter i form av saltvattenuppträngning, vilket alltså inte är möjligt med MOUSE SHE.



En annan skillnad mot MOUSE SHE är hur den injekterade zonen representeras. För att representera denna zon längs till exempel en tunnel, ansätts i DarcyTools en vattengenomsläpplighet (som motsvarar den injekterade zonen vattengenomsläpplighet) i de modellceller som är belägna närmast tunneln. Vidare finns det i modellen ett villkor på hur denna vattengenomsläpplighet ansätts, vilket förhindrar att ”tätt” berg närmast kring tunneln i modellen skulle kunna ersättas av en mer vattengenomsläpplig injekterad zon.

## 5.2 Inläckage av grundvatten till slutförvarsanläggningen

### 5.2.1 Prognostiserat inläckage till slutförvarsanläggningen

Både MOUSE SHE och DarcyTools har använts för att bedöma hur stort inläckaget av grundvatten blir till slutförvarsanläggningen. Det kan noteras att /Gustafsson et al. 2009a, Svensson och Follin 2009/ jämförde MOUSE SHE- respektive DarcyTools-beräknade inläckage med kända analytiska lösningar för idealiserade fall, med och utan en injekterad zon. Dessa jämförelser gjordes för att kontrollera att respektive modells ”tunnelrutin” beräknar inläckaget korrekt. Testerna med DarcyTools-modellen visar generellt på god överensstämmelse med de analytiska lösningarna, med avvikelser på högst någon eller några procent /Svensson och Follin 2009/.

För MOUSE SHE-modellen är avvikelsen större (modellen underskattar inläckaget jämfört med de analytiska lösningarna), vilket motiverar vidare utveckling av MOUSE-rutinen fram till ansökan /Gustafsson et al. 2009a/. Vidare kommer en ”villkorsstyrd” rutin att implementeras i MOUSE SHE /Gustafsson et al. 2009a/, som i allt väsentligt motsvarar den metod som används i DarcyTools (se avsnitt 5.1.2). Villkoret innebär att en injekterad zon endast ansätts i modellen i de delar där den injekterade zonen vattengenomsläpplighet är lägre än vattengenomsläppligheten i omgivande jord eller berg.

Resultatet av MOUSE SHE-beräkningarna redovisas i Tabell 5-1 för olika värden på vattengenomsläppligheten i den injekterade zonen ( $K_{inj}$ ); se avsnitt 2.3. Den injekterade zonen tjocklek är i beräkningarna satt till 5 m, vilket är ett rimligt antagande åtminstone för tunnlar på förvarsnivå /SKB 2009a/. Uppgifterna redovisas i form av årsmedelvärden för ”typåret” 2006 (avsnitt 5.1.1). Notera att beräkningarna avser ett hypotetiskt fall med hela förvaret öppet samtidigt, det vill säga en situation som inte kommer att uppstå i verkligheten (se avsnitt 2.2).

**Tabell 5-1. Årsmedelvärden 2006 av MOUSE SHE-beräknat inläckage av grundvatten till slutförvarsanläggningen, för olika värden på den injekterade zonen vattengenomsläpplighet,  $K_{inj}$  /Gustafsson et al. 2009a/. Beräkningarna avser ett hypotetiskt fall med hela förvaret öppet samtidigt.**

| $K_{inj}$ (m/s) | Beräknat inläckage    |        |                       |                   |
|-----------------|-----------------------|--------|-----------------------|-------------------|
|                 | L/s                   |        | $m^3/år$              |                   |
|                 | Ramp och tunnelsystem | Schakt | Ramp och tunnelsystem | Schakt            |
| $10^{-7}$       | 32,7                  | 3,1    | $1,03 \cdot 10^6$     | $9,78 \cdot 10^4$ |
| $10^{-8}$       | 20,7                  | 1,4    | $6,53 \cdot 10^5$     | $4,42 \cdot 10^4$ |
| $10^{-9}$       | 9,6                   | 0,6    | $3,03 \cdot 10^5$     | $1,89 \cdot 10^4$ |

Enligt MOUSE SHE-beräkningarna skulle det totala inläckaget till ett helt öppet förvar (ramp, tunnelsystem och schakt; se Tabell 5-1) bli i storleksordningen 10-35 L/s, där intervallet återspeglar olika vattengenomsläppligheten i den injekterade zonen. Enligt

/Gustafsson et al. 2009a/ kommer 90-95 % av det totala inläckaget att ske till rampen och tunnelsystemet, och resterande andel till schakten. Som jämförelse med Tabell 5-1, kan nämnas att DarcyTools-beräkningarna /Svensson och Follin 2009/ för tätningsfallet  $K_{inj} = 10^{-8}$  m/s ger ett inläckage av grundvatten till ett helt öppet förvar på ungefär 30 L/s.

Ramp och schakt är de delar av förvaret som kommer att vara öppna under förvarets hela driftskede, medan olika deponeringsområden och antalet deponeringstunnlar kommer att variera under driftskedet (se avsnitt 2.2). För de olika värdena på  $K_{inj}$  i Tabell 5-1, är det modellberäknade inläckaget till rampen 13,9 L/s ( $K_{inj} = 10^{-7}$  m/s), 4,6 L/s ( $K_{inj} = 10^{-8}$  m/s) respektive 1 L/s ( $K_{inj} = 10^{-9}$  m/s) /Gustafsson et al. 2009a/. Detta ger ett beräknat inläckage på 17 L/s, 6 L/s respektive 1,6 L/s till ramp och schakt, vilket då motsvarar ca 20–50 % av det totala inläckaget till ett hypotetiskt helt öppet förvar; andelen minskar med minskande värden på  $K_{inj}$ . Det beräknade inläckaget under de olika utbyggnadsskedena presenteras närmare nedan.

Det totala inläckaget och dess fördelning på olika delar av förvaret beror enligt beräkningarna på vattengenomsläppligheten i den injekterade zonen,  $K_{inj}$ . Sett till det totala inläckaget till rampen och tunnelsystemet, sker enligt modellberäkningarna den största andelen av inläckaget (ca 60–90 %, beroende på  $K_{inj}$ ) mellan nivåerna 420–480 m.u.h.; denna andel ökar med  $K_{inj}$ . I storleksordningen 25–85% av det totala inläckaget till rampen sker enligt beräkningarna på de nivåer där rampen korsar bankningsplan; denna andel minskar med  $K_{inj}$ .

Som nämnts ovan, är det modellberäknade totala inläckaget av grundvatten till de sex schakten relativt litet, mellan ca 0,5 och 3 L/s beroende på  $K_{inj}$ , vilket alltså motsvarar mellan ca 5 och 10 % av det totala inläckaget; andelen ökar något med  $K_{inj}$ . Enligt /Gustafsson et al. 2009a/ uppvisar inläckaget endast små variationer (mindre än 1 L/s) under det studerade året. Enligt modellberäkningarna är inläckaget något större under perioder på året med hög nederbörd och/eller snösmältning, främst i de övre delarna av ramp och schakt.

### 5.2.2 Inläckage under olika utbyggnadssteg

Som anges i avsnitt 2.2, kommer i verkligheten inte hela förvaret att vara öppet vid någon tidpunkt. Specifikt är förvarsområdet indelat i tre deponeringsområden, vilket gör att slutförvarsanläggningen i tid och rum kan uppdelas i tre utbyggnadssteg (etapper). I syfte att ge en något mer realistisk prognos av inläckaget till förvaret, redovisar Tabell 5-2 årsmedelvärden för år 2006 av det MOUSE SHE-beräknade inläckaget under förvarets tre huvudsakliga utbyggnadssteg. Beräkningarna baseras på tätningsfallet  $K_{inj} = 10^{-8}$  m/s.

Enligt tabellen visar MOUSE SHE-beräkningarna att inläckaget som väntat blir mindre under de separata utbyggnadsstegen än i det hypotetiska fallet med ett helt öppet förvar (jämför Tabell 5-1). Det modellberäknade inläckaget är minst under det första utbyggnadssteget (ca 14 L/s, motsvarande 60 % av det hypotetiska fallet) och störst under det tredje och sista utbyggnadssteget (ca 20 L/s, motsvarande 90 % av det hypotetiska fallet). Tabellen visar vidare att inläckaget till schakten är lika stort (ca 1,5 L/s) under alla utbyggnadssteg, vilket beror på att schakten är öppna under alla utbyggnadssteg.

Som jämförelse med Tabell 5-2, kan nämnas att DarcyTools-beräkningarna /Svensson och Follin 2009/ ger ett inläckage av grundvatten till förvaret på 7–52 L/s, beroende på

utbyggnadssteg och  $K_{inj}$ . För samma värde på  $K_{inj}$  som använts i Tabell 5-2 ( $K_{inj} = 10^{-8}$  m/s), prognostiserar DarcyTools-modellen ett inläckage som är i intervallet 14 L/s (utbyggnadssteg 1) till 25 L/s (utbyggnadssteg 3). Detta är i samstämmighet med de som beräknats med MOUSE SHE-modellen (14–20 L/s). Liksom MOUSE SHE-modellen (Tabell 5-2), prognostiserar DarcyTools-modellen det minsta inläckaget (7–35 L/s, beroende på  $K_{inj}$ ) under motsvarande utbyggnadssteg 1 och det största inläckaget under motsvarande utbyggnadssteg 3 (11–52 L/s, beroende på  $K_{inj}$ ). Som en annan jämförelse, kan det noteras att analytiska beräkningar /SKB 2009b/ som resultat ger ett inläckage till ett helt öppet förvar på ca 10–15 L/s, med  $K_{inj}$  i intervallet  $10^{-9}$  till  $10^{-8}$  m/s.

Sammanfattningsvis kan det alltså konstateras att MOUSE SHE och DarcyTools prognostiserar inläckage till slutförvarsanläggningen som är mellan ca 10–50 L/s, beroende på vilka delar av förvaret som i modellerna antas vara öppna samtidigt samt vattengenomsläppligheten i den injekterade zonen.

**Tabell 5-2. Årsmedelvärden 2006 av MOUSE SHE-beräknat inläckage till förvaret under dess olika utbyggnadssteg /Gustafsson et al. 2009a/. Beräkningarna avser  $K_{inj} = 10^{-8}$  m/s.**

| Utbyggnadssteg | Beräknat inläckage    |        |                       |                   |
|----------------|-----------------------|--------|-----------------------|-------------------|
|                | L/s                   |        | m <sup>3</sup> /år    |                   |
|                | Ramp och tunnelsystem | Schakt | Ramp och tunnelsystem | Schakt            |
| 1              | 12,6                  | 1,5    | $3,97 \cdot 10^5$     | $4,73 \cdot 10^4$ |
| 2              | 14,7                  | 1,5    | $4,64 \cdot 10^5$     | $4,73 \cdot 10^4$ |
| 3              | 18,0                  | 1,5    | $5,68 \cdot 10^5$     | $4,73 \cdot 10^4$ |

Utifrån ovanstående, kan man dra slutsatsen att ett förenklande antagande som innebär att alla tre deponeringsområdena är öppna samtidigt innebär en överskattning av inläckaget av grundvatten till förvaret. Detta beror på att förvarsområdet enligt avsnitt 2.2 kommer att byggas ut i etapper (vardera 10–20 år), och endast ett deponeringsområde kommer därför att vara öppet åt gången. Det är dock inga större skillnader mellan det prognostiserade inläckaget till ett helt öppet förvar och till förvaret under de olika utbyggnadsstegen, vilket innebär att det förenklade antagandet är ”på den säkra sidan” men inte orimligt konservativt.

Som illustreras i avsnitt 2.2, kommer deponeringstunnlarna inom deponeringsområdena successivt att sprängas ut, användas för deponering och sedan fyllas igen. Det kan därför vara på sin plats att även diskutera inverkan av ett annat förenklande antagande som görs i MOUSE SHE- och DarcyTools-modellerna, nämligen att alla deponeringstunnlar är öppna samtidigt; detta gäller både fallet med ett helt öppet förvar (Tabell 5-1) och i fallen med de enskilda deponeringsområdena (Tabell 5-2).

Som anges i avsnitt 2.2, representerar deponeringstunnlarna en dominerande andel av den totala längden av alla tunnlar på förvarsnivå. Både den modellering som utförts med MOUSE SHE /Gustafsson et al. 2009a/ och den som genomförts med DarcyTools /Svensson och Follin 2009/ visar dock att inläckaget till deponeringstunnlarna utgör en relativt liten andel av det totala inläckaget under de olika utbyggnadsstegen. Att så är fallet har bland visats genom att markera lägena för de dominerande modellberäknade inläckagen på förvarsnivå, samt genom att göra modellberäkningar för fall med inga deponeringstunnlar (eller endast en sådan tunnel) öppna under enskilda utbyggnadssteg. Dessa undersökningar visar att den största delen av inläckaget på förvarsnivå sker till de

kringgärdande transporttunnlarna, vilka fungerar som ett slags ”bur” som skärmar av grundvattenflödet in mot de innanföriggande deponeringstunnlarna.

Motsvarande slutsatser drogs även i en generisk förstudie kring metoder att modellera inläckaget till en slutförvarsanläggning av aktuell typ /Painter och Sun 2005/. I denna förstudie kunde man visa att både det totala inläckaget av grundvatten och grundvattenflödena långt från förvaret (både horisontellt och vertikalt) kan beräknas med förhållandevis god noggrannhet, även om geometrin på förvaret mycket förenklat representeras av endast en tvådimensionell (horisontell) ”skiva”. Förstudien visade däremot att en detaljerad prognos av inläckaget till enskilda delar av förvaret och grundvattenflöden i direkt anslutning till detta, kan kräva en detaljerad tredimensionellt geometrisk beskrivning av både enskilda tunnlar och andra delar av förvaret. Konkret innebär ovanstående att antalet deponeringstunnlar som är öppna samtidigt inom ett enskilt deponeringsområde endast bör ha liten inverkan på inläckaget till förvaret, och inte behöver representeras i detalj i den aktuella flödesmodelleringen.

### 5.2.3 Erfarenheter från andra undermarksanläggningar i berg

Rimligheten i det prognostiserade inläckaget kan bedömas genom erfarenheter från uppmätta inläckage till andra undermarksanläggningar i berg. /Axelsson och Follin 2000/ har gjort en sammanställning av uppmätta inläckage till bland annat ett antal svenska gruvor. De gjorde en uppdelning på undermarksanläggningar i berg med låg respektive hög genomsnittlig vattengenomsläpplighet. Den förra kategorin har störst relevans med avseende på bergförhållandena vid slutförvarsanläggningen, eftersom förvaret utformats bland annat i syfte att undvika vattengenomsläppliga sprickzoner i berget.

Tabell 5-3 sammanfattar ungefärliga värden på djup, uppmätta inläckage samt bergets genomsnittliga vattengenomsläpplighet vid undermarksanläggningar i berg med låg vattensläpplighet. Det bör poängteras att uppgifterna var aktuella då de togs fram, och i vissa fall kan förhållandena ha ändrats jämfört med vad som anges i tabellen. Bland annat visar erfarenheter från många undermarksanläggningar att inläckaget i regel avtar med tiden. Till exempel visar fleråriga inläckagemätningar i SKB:s anläggning under ön Äspö i Oskarshamns kommun /Hartley et al. 2007/ att inläckaget av grundvatten successivt avtagit sedan anläggningen uppfördes.

| Tabell 5-3. Uppmätta inläckage av grundvatten till undermarksanläggningar i berg med låg genomsnittlig vattengenomsläpplighet /Axelsson och Follin 2000/. |          |                 |   |
|---|----------|-----------------|---|
| Plats   | Djup (m) | Inläckage (L/s) | Bergets genomsnittliga vattengenomsläpplighet (m/s) |
| <sup>1</sup> SFR (Forsmark)   | 140      | 6               | -   |
| <b>Gruvor:</b>  |          |                 |   |
| Dannemora   | 620      | 7               | 0,7-1,6·10 <sup>-8</sup>                            |
| Stripa  | 460      | 8               | 1,5-3,7·10 <sup>-8</sup>                            |
| Saxberget   | 745      | 4               | 0,4-0,7·10 <sup>-8</sup>                            |
| Kristineberg  | 1 210    | 15              | 0,7-1,0·10 <sup>-8</sup>                            |
| Renström  | 900      | 10              | 0,8-1,2·10 <sup>-8</sup>                            |
| Garpenberg  | 645      | 19              | 2,4-4,4·10 <sup>-8</sup>                            |
| Kiruna  | 795      | 103             | 2,9-7,2·10 <sup>-8</sup>                            |
| Grängesberg   | 690      | 75              | 3,7·10 <sup>-8</sup>                                |
| Aitik (dagbrott)  | 170      | 72              | 3,5·10 <sup>-8</sup>                                |

<sup>1</sup>Data från /Johansson 2008/. SFR har i /Axelsson och Follin 2000/ inte klassats enligt indelningen ”låg” eller ”hög” vattengenomsläpplighet; anläggningen är medtagen i tabellen eftersom den är belägen nära slutförvarsanläggningen i Forsmark.

Sammanställningen visar att uppmätta inläckage varierar inom vida intervall, men att det inläckage som beräknats med MOUSE SHE och DarcyTools (10–50 L/s) är i samma storleksordning och därmed jämförbart med vad som uppmätts vid liknande, befintliga undermarksanläggningar. Det bör noteras att ”bergets genomsnittliga vattengenomsläpplighet” som anges i Tabell 5-3 delvis kan vara missvisande, eftersom man kan få relativt stora inläckage vid kontakt mellan en undermarksanläggning och en eller ett fåtal enskilda högkonduktiva zoner i berget. I regel är det stora variationer i bergets vattengenomsläpplighet mellan olika delar av berget, även för ”närliggande” bergvolym. Detta innebär att inläckaget till SFR (6 L/s; se avsnitt 4.6.1) inte behöver ge en realistisk prognos för inläckaget till slutförvarsanläggning i Forsmark, även om slutförvarsanläggningen är belägen ”nära” SFR. I det fallet är anläggningarna dessutom belägna på helt olika djup. I sammanställningen ovan beaktas heller inte i vilken utsträckning injektering har gjorts vid de olika anläggningarna.

En generell slutsats från erfarenhetssammanställningen är att inläckaget per ”enhetsvolym” generellt är större till en tunnel än till ett berggrum, eftersom en tunnel har större kontaktyta med berget. Det kan också nämnas att /Axelsson och Follin 2000/, vars sammanställning gjordes innan SKB:s platsundersökningar påbörjades i Forsmark, anger att man utifrån erfarenheter från svenska gruvor kan förvänta ett inläckage till en slutförvarsanläggning som är i storleksordningen 500 L/min (cirka 8 L/s) under byggskedet och det inledande driftskedet. Förväntat inläckage under det fortsatta driftskedet bedömdes till i storleksordningen 1 000 L/min (cirka 16 L/s).

### **5.3 Grundvattenbortledningens effekter på grundvattennivåer i berg och jord**

Både MOUSE SHE och DarcyTools har även använts för att bedöma grundvattenbortledningens effekter på grundvattennivåerna i berg och jord. Redovisningen av dessa resultat har här delats upp på sänkningen av grundvattnets tryckhöjder i berg (avsnitt 5.3.1) och avsänkningen av grundvattenytan (avsnitt 5.3.2). Detta motiveras av att dessa representerar effekter inom olika delar av systemet; sänkning av tryckhöjder i berg har främst relevans för konsekvenser för enskild vattenförsörjning från bergborrade brunnar, medan en avsänkning av grundvattenytan är en effekt inom den del av systemet där djur och växter lever.

På motsvarande sätt som för det beräknade inläckaget av grundvatten (avsnitt 5.2.1-2), har främst resultat från flödesmodellen MOUSE SHE använts som underlag för att illustrera grundvattenbortledningens effekter på grundvattennivåer i berg och jord; resultaten från DarcyTools-modellen har använts för att få en viss kontroll av att MOUSE SHE-resultaten är rimliga.

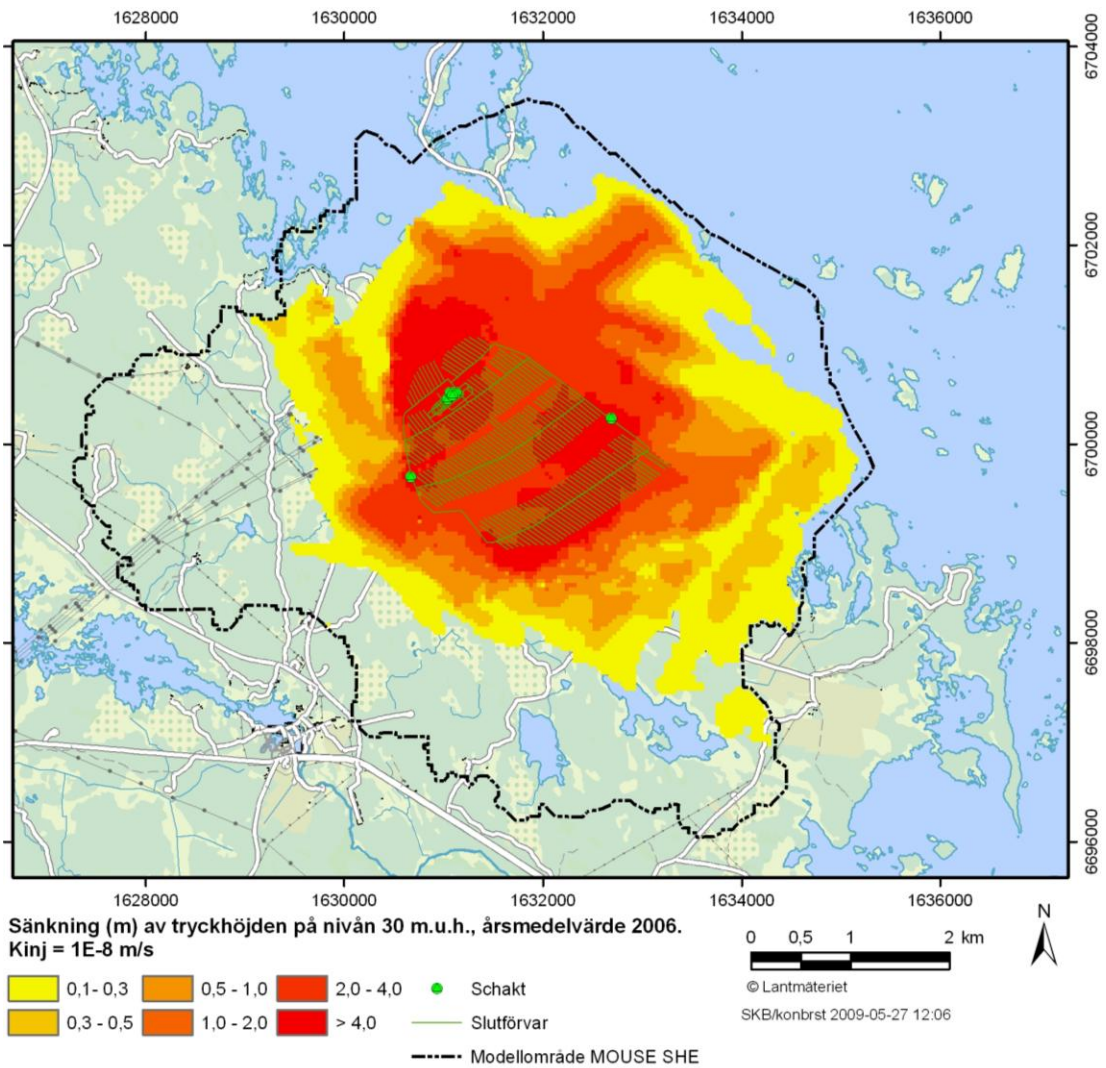
#### **5.3.1 Sänkning av grundvattnets tryckhöjder i berg**

Detta avsnitt redovisar bedömningar av grundvattenbortledningens effekter på grundvattennivåerna i berget, i form av den MOUSE SHE-beräknade sänkningen av grundvattnets tryckhöjder på olika nivåer. Som nämnts tidigare, kan grundvattnets tryckhöjd i en specifik punkt förenklat beskrivas som höjden på en vattenpelare, som har sin botten i denna punkt (se avsnitt 3.2.2). I nedanstående redovisning definieras sänkningen av tryckhöjderna som skillnaden mellan grundvattnets beräknade

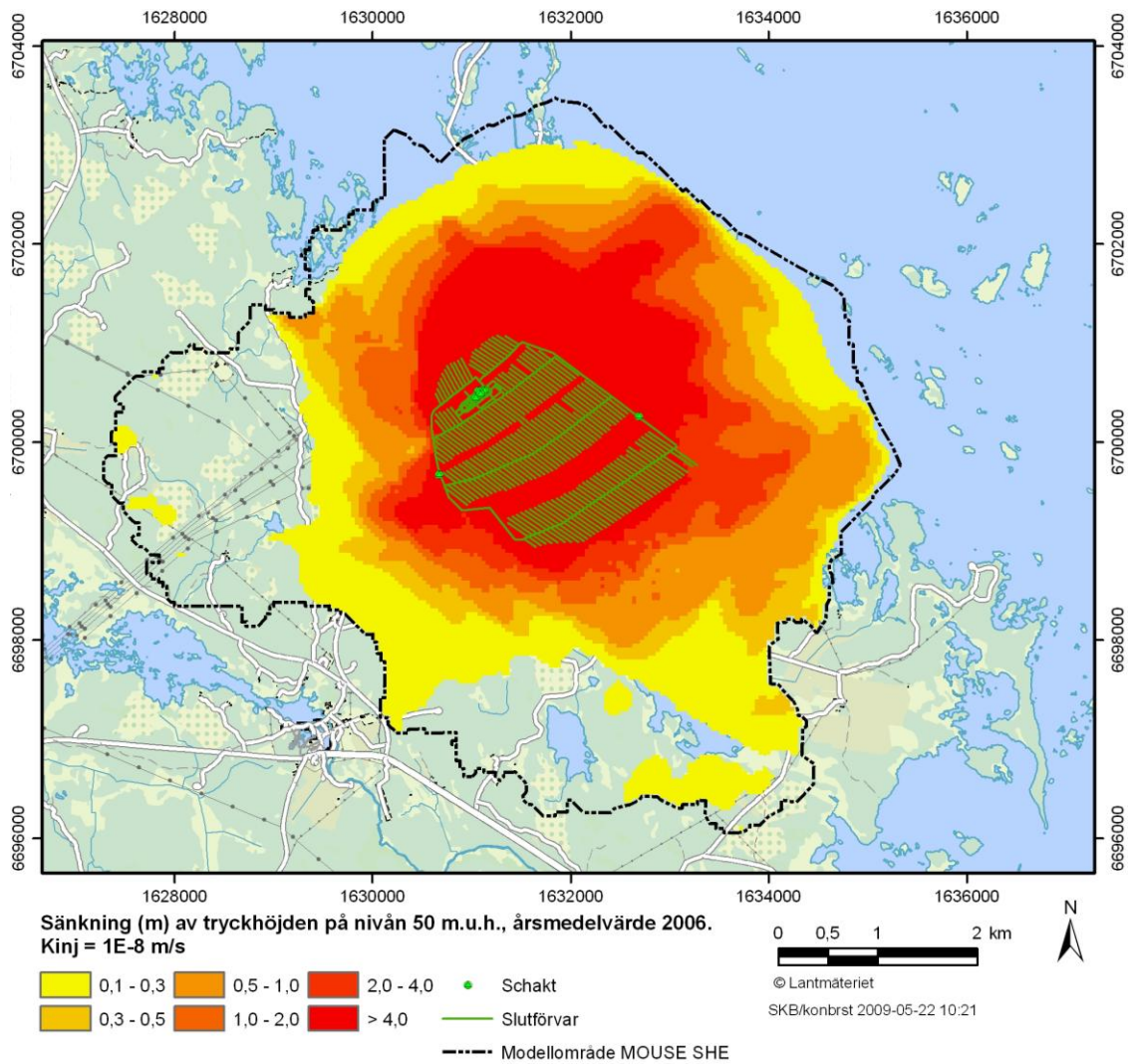
tryckhöjder för opåverkade förhållanden (utan förvar) och motsvarande tryckhöjder med förvar. Notera att ”påverkansområdet” i detta avsnitt definieras som det geografiska område inom vilket grundvattnets tryckhöjder i berg sänks. Avsnitt 5.3.2 diskuterar också ett påverkansområde, vilket avser avsänkningen av grundvattenytan.

Figurerna 5-4 och 5-5 redovisar den MOUSE SHE-beräknade sänkningen av grundvattnets tryckhöjder i berg på två olika nivåer, baserat på en vattengenomsläpplighet i den injekterade zonen på  $K_{inj} = 10^{-8}$  m/s; 30 m.u.h. (Figur 5-4) och 50 m.u.h. (Figur 5-5). Figur 5-6 visar också sänkningen av tryckhöjderna på nivån 50 m.u.h., dock med ett högre värde på  $K_{inj}$  ( $10^{-7}$  m/s). Förutsättningarna för beräkningarna är samma som i tidigare avsnitt, det vill säga ett hypotetiskt fall med ett helt öppet förvar, en injekterad zon med en tjocklek på 5 m och årsmedelvärden för 2006.

En jämförelse mellan Figurerna 5-4 och 5-5 visar att sänkningens belopp och storleken på det påverkade området enligt MOUSE SHE-beräkningarna blir större djupare ner i berget. Det påverkade områdets storlek och form kan förklaras genom den hydrogeologiska beskrivningen av bergets egenskaper i Forsmark, vilken är implementerad i MOUSE SHE-modellen. I modellen finns det bankningsplan med hög horisontell vattengenomsläpplighet representerade på nivåerna 30, 70 och 110 m.u.h. /Gustafsson et al. 2009a/. Den höga horisontella vattengenomsläppligheten i bankningsplanen innebär att dessa ”sprider ut” trycksänkningen inom relativt stora områden kring förvaret. Om påverkansområdets gräns sätts vid en sänkning av tryckhöjden på 0,1 m, omfattar påverkansområdet på nivån 50 m.u.h. en yta på 26–27 km<sup>2</sup> om  $K_{inj} = 10^{-8}$ – $10^{-7}$  m/s (Figur 5-5 och 5-6); med en gräns på 0,3 m blir ytan något mindre (20–22 km<sup>2</sup>).

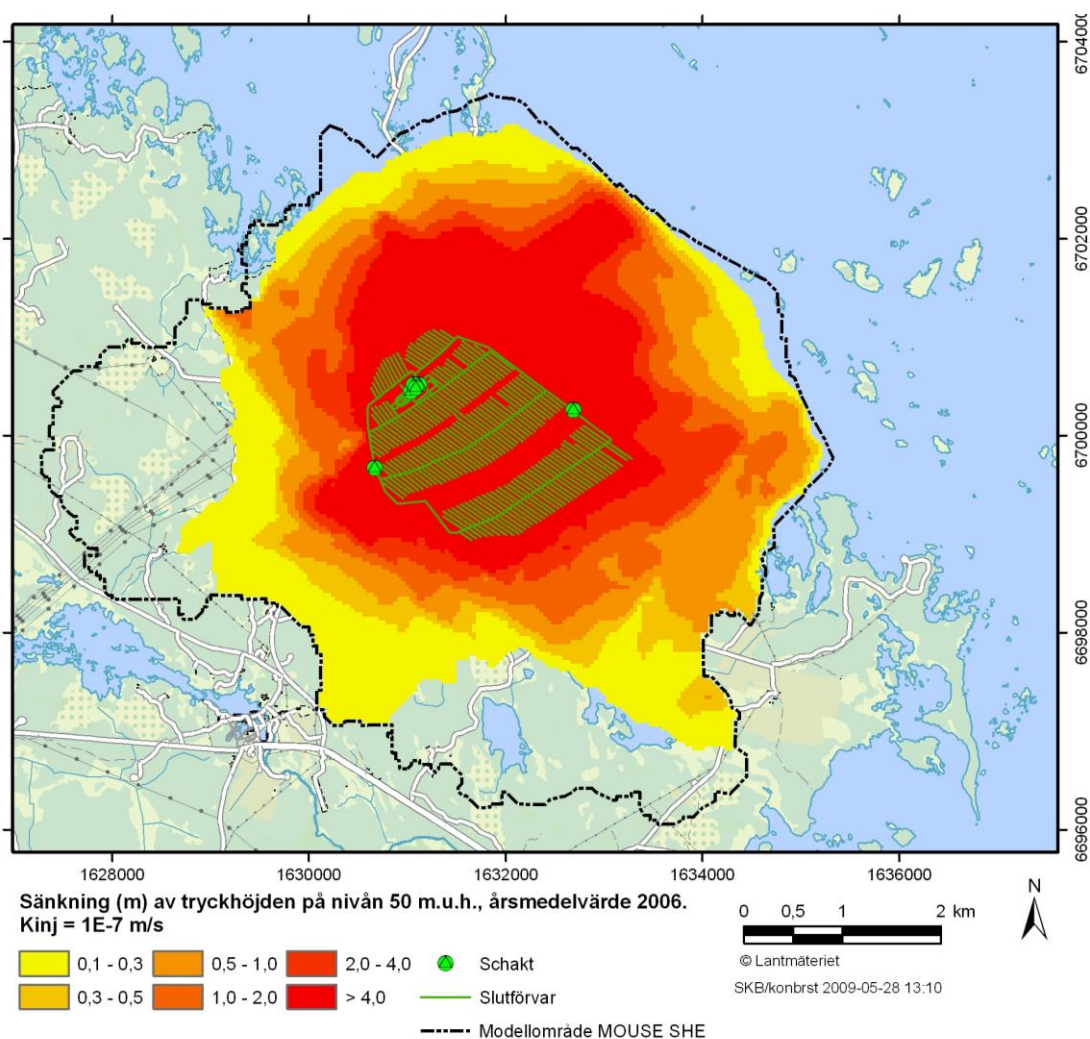


**Figur 5-4.** Årsmedelvärde på sänkningen av grundvattnets tryckhöjder i berg på nivån 30 m.u.h., 2006. I beräkningen antas  $K_{inj} = 10^{-8}$  m/s.



**Figur 5-5.** Årsmedelvärde på sänkningen av grundvattnets tryckhöjder i berg på nivån 50 m.u.h., 2006. I beräkningen antas  $K_{inj} = 10^{-8}$  m/s.





**Figur 5-6.** Årsmedelvärde på sänkning av grundvattnets tryckhöjder i berg på nivån 50 m.u.h., 2006. I beräkningen antas  $K_{inj} = 10^{-7}$  m/s (jämför Figur 5-5).

### 5.3.2 Avsänkning av grundvattenytan

I detta avsnitt redovisas bedömningar av grundvattenbortledningens effekter på grundvattenytans läge. Redovisningen är uppdelat på olika aspekters och faktorer inverkan på den prognostiserade avsänkning. I redovisningen definieras avsänkning av grundvattenytan som skillnaden mellan grundvattenytans läge för opåverkade förhållanden (utan förvar) och motsvarande läge med förvar. Påverkansområdet definieras då som det geografiska område inom vilket grundvattenytan avsänks, vilket alltså tydligt bör särskiljas från avsnitt 5.3.1 som behandlar sänkning av grundvattnets tryckhöjder i berget.

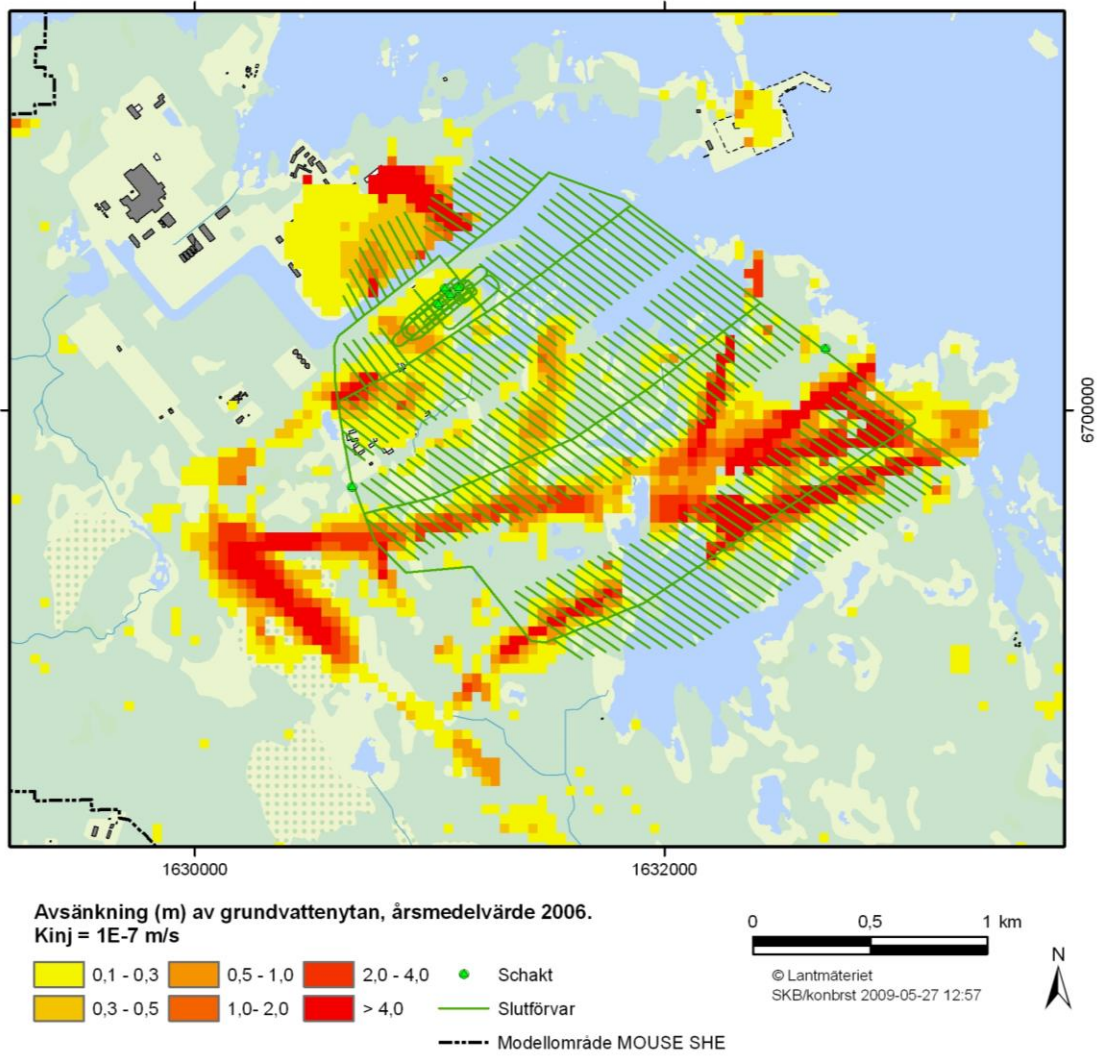
#### **Inverkan av den injekterade zonen vattengenomsläpplighet**

Nedan analyseras inverkan av den injekterade zonen vattengenomsläpplighet ( $K_{inj}$ ) på avsänkning av grundvattenytan. Figur 5-7 till 5-9 visar den MOUSE SHE-beräknade avsänkning, utgående från samma beräkningsförutsättningar som i tidigare avsnitt, innefattande bland annat ett helt öppet förvar. Figurerna visar påverkansområdet för fallen  $K_{inj} = 10^{-7}$  m/s (Figur 5-7),  $K_{inj} = 10^{-8}$  m/s (Figur 5-8) och  $K_{inj} = 10^{-9}$  m/s (Figur 5-

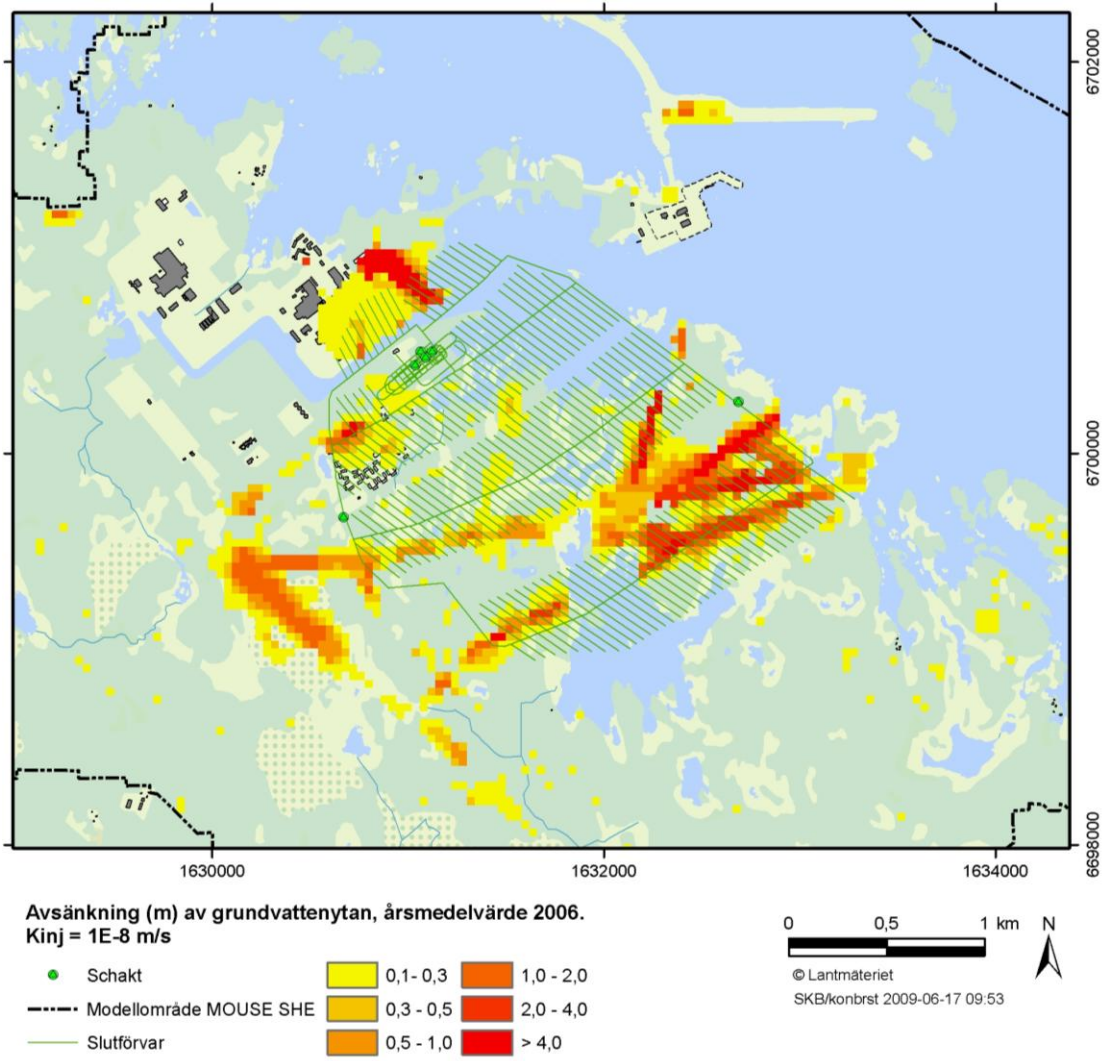
9). Den modellberäknade storleken på påverkansområdet för dessa tre tätningsfall sammanfattas i Tabell 5-4.

För alla tre  $K_{inj}$ -fallen visar beräkningarna på en avsänkning av grundvattenytan inom dels ett antal ”stråk” i öst-västlig och nord-sydlig riktning ovan förvaret, och dels inom områden kring kylvattenkanalen. Enligt figurerna är påverkansområdets form likartad, oavsett den injekterade zonens vattensläpplighet. Påverkansområdet är dock något mindre med en tätare injekterad zon, vilket även framgår av Tabell 5-4. I fallet  $K_{inj} = 10^{-8}$  m/s och med en avsänkning på 0,3 m vid påverkansområdets gräns, omfattar påverkansområdet enligt Tabell 5-4 en yta på ca 1 km<sup>2</sup>. Med en gräns på 0,1 m är ytan ca 2 km<sup>2</sup>. Storleken är ca 40–50 % större i tätningsfallet  $K_{inj} = 10^{-7}$  m/s och ungefär hälften så stor i fallet  $K_{inj} = 10^{-9}$  m/s.

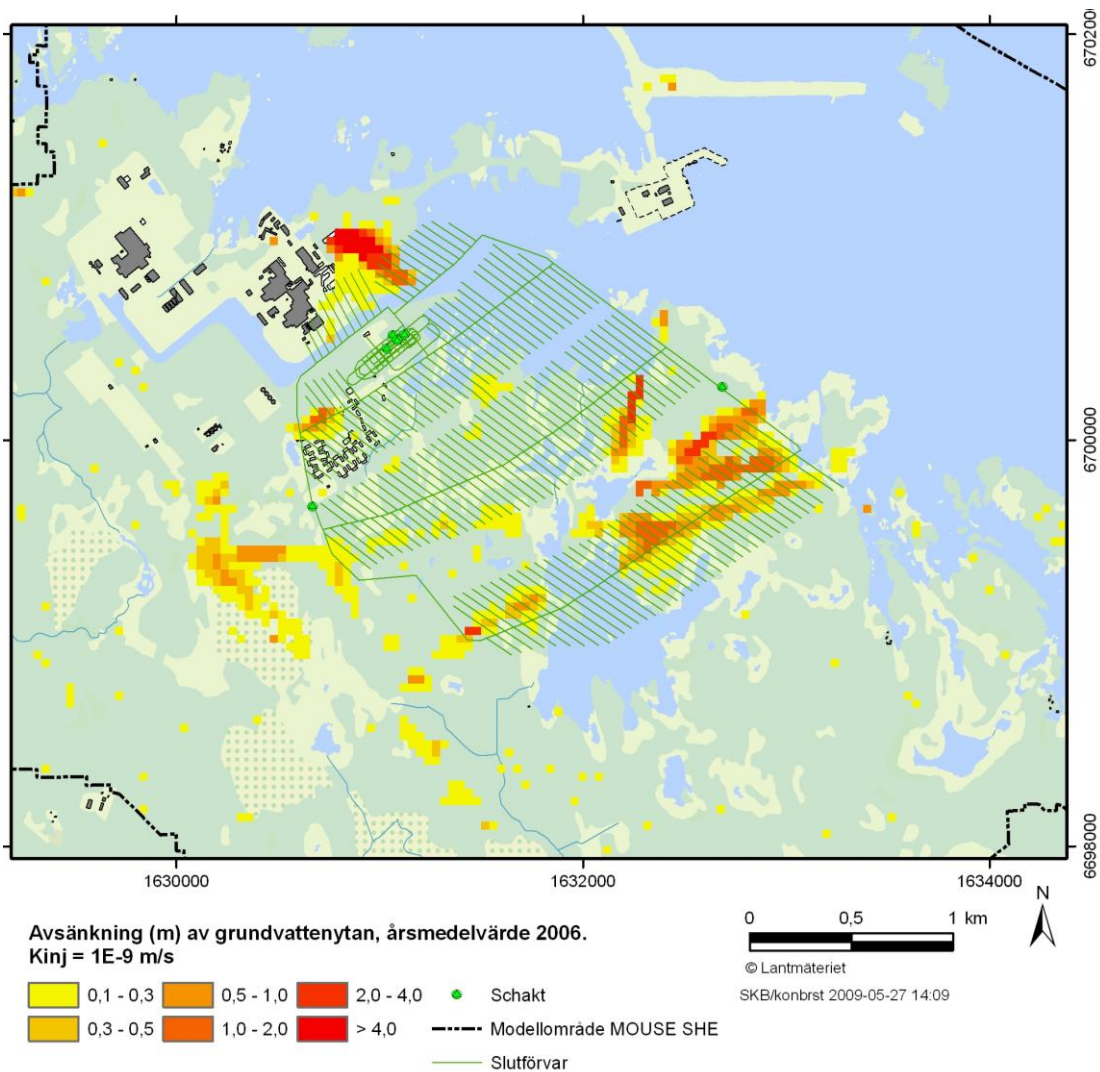
Formen på avsänkningens påverkansområde kan förklaras genom den hydrogeologiska beskrivningen av bergets egenskaper i Forsmark. Som nämnts i avsnitt 5.3.1, sprids trycksänkningen inom bankningsplanen i den övre delen av berget. Denna trycksänkning kommuniceras vertikalt via sprickzoner med hög vertikal hydraulisk konduktivitet, vilket ger en avsänkning av grundvattenytan främst inom de områden där sådana zoner har kontakt med jordlagren. MOUSE SHE-resultaten visar alltså att de ytor där det sker en avsänkning av grundvattenytan är avsevärt mer begränsad, jämfört med de områden inom vilka tryckhöjderna i berget sänks (jämför avsnitt 5.3.1).



**Figur 5-7.** Årsmedelvärde för grundvattenytans avsänkning, 2006. I beräkningen antas  $K_{inj} = 10^{-7}$  m/s.



**Figur 5-8.** Årsmedelvärde för grundvattenytans avsänkning, 2006. I beräkningen antas  $K_{inj} = 10^{-8} \text{ m/s}$ .

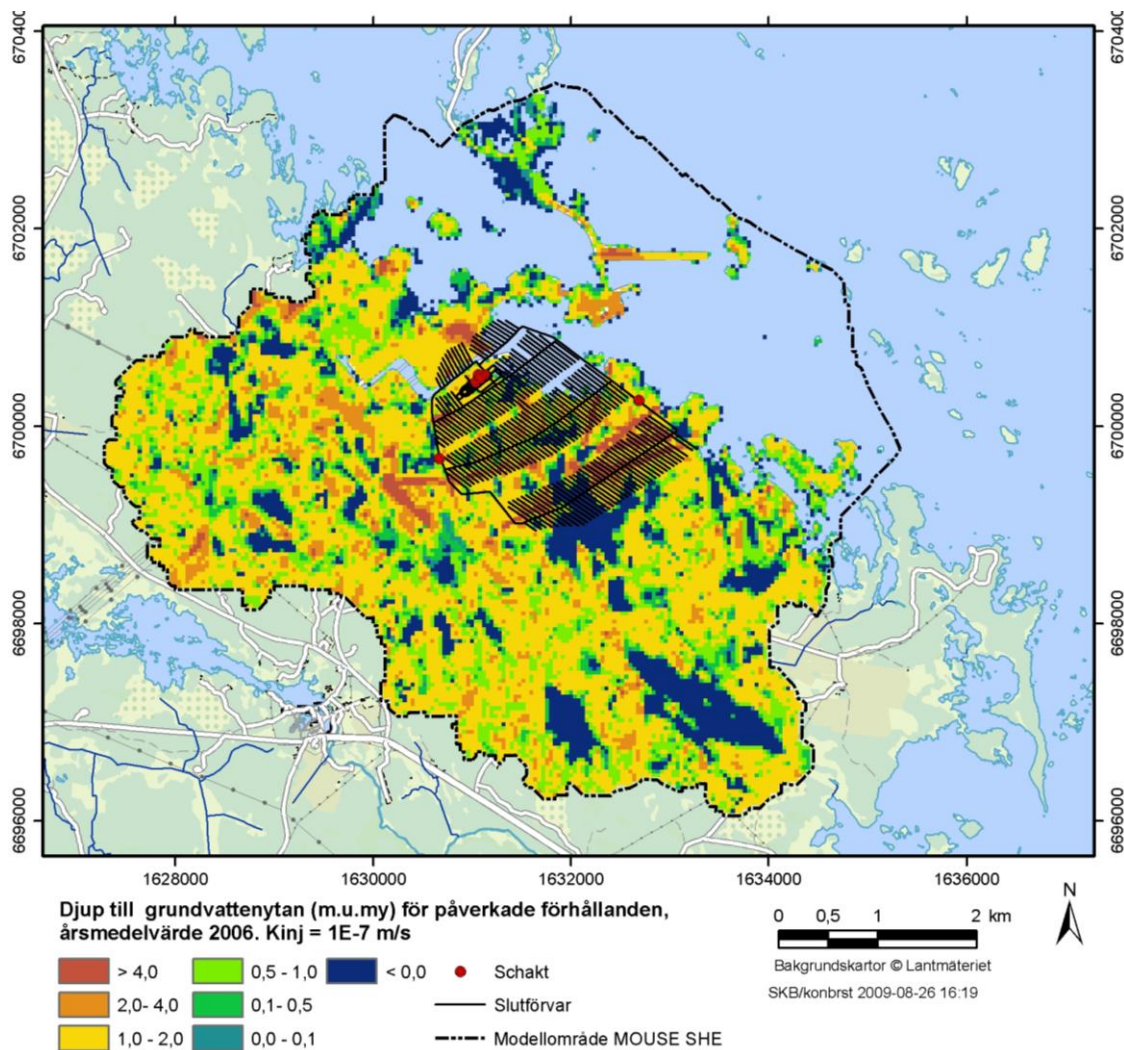


**Figur 5-9.** Årsmedelvärde för grundvattenytans avsänkning, 2006. I beräkningen antas  $K_{inj} = 10^{-9}$  m/s.

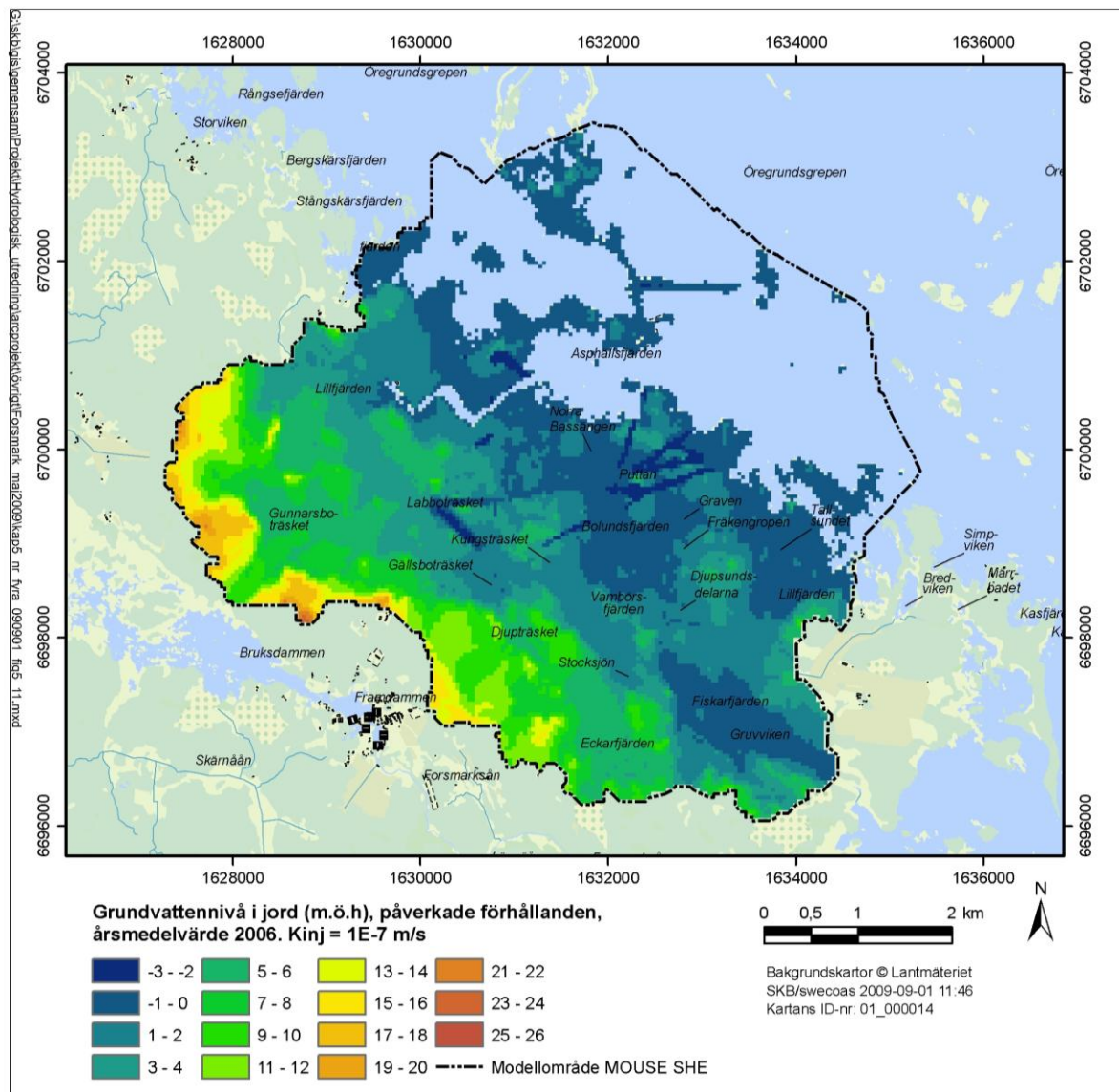
**Tabell 5-4.** Påverkansområde ( $km^2$ ) för grundvattenytans avsänkning, baserat på årsmedelvärden 2006. Beräkningarna avser ett hypotetiskt fall med hela förvaret öppet samtidigt.  $K_{inj}$  betecknar vattengenomsläppligheten i den injekterade zonen. Påverkansområdets storlek för en viss avsänkingsgräns avser storleken på det område där avsänkningen överstiger den gränsen.

| $K_{inj}$ (m/s) | Max. grundvatten-avsänkning (m) | Påverkansområdets storlek ( $km^2$ ) |                       |                       |                     |
|-----------------|---------------------------------|--------------------------------------|-----------------------|-----------------------|---------------------|
|                 |                                 | Avsänkingsgräns 0,1 m                | Avsänkingsgräns 0,3 m | Avsänkingsgräns 0,5 m | Avsänkingsgräns 1 m |
| $10^{-7}$       | 47,6                            | 2,88                                 | 1,57                  | 1,13                  | 0,75                |
| $10^{-8}$       | 14,9                            | 2,04                                 | 1,02                  | 0,75                  | 0,46                |
| $10^{-9}$       | 4,5                             | 1,21                                 | 0,49                  | 0,32                  | 0,14                |

För tätningsfallet  $K_{inj} = 10^{-7}$  m/s ger Figurerna 5-10 och 5-11 kompletterande redovisningar av förvarets effekter på grundvattenytans läge i området, i Figur 5-10 i form av grundvattenytans djup under markytan (m.u.my.) och i Figur 5-11 grundvattenytans läge (m.ö.h.). Det är alltså samma MOUSE SHE-beräkning som ligger bakom dessa figurer och Figur 5-7, enbart sättet att redovisa resultaten skiljer. En jämförelse kan göras mellan Figur 5-10 och motsvarande figur för opåverkade förhållanden (Figur 4-7 i avsnitt 4.2.2). Jämförelsen visar att inom påverkansområdet medför avsänkningens att områden som för opåverkade förhållanden karaktäriseras av relativt måttliga djup till grundvattenytan, ökar djupet till grundvattenytan till ett flertal meter. Motsvarande jämförelse mellan Figur 5-11 och situationen utan förvar (Figur 4-8 i avsnitt 4.2.2) visar att avsänkningens av grundvattenytan ger stråkformade ”lågområden” av grundvattenytan inom påverkansområdet.



**Figur 5-10.** Årsmedelvärde på grundvattenytans djup under markytan, 2006 (jämför Figur 4-7, som visar resultat för opåverkade förhållanden). I beräkningen antas  $K_{inj} = 10^{-7}$  m/s.



**Figur 5-11.** Årsmedelvärde (år 2006) på grundvattennivån i jord (jämför med Figur 4-8, som visar resultat för opåverkade förhållanden), det vill säga grundvattenytans läge. I beräkningen antas  $K_{inj} = 10^{-7}$  m/s.

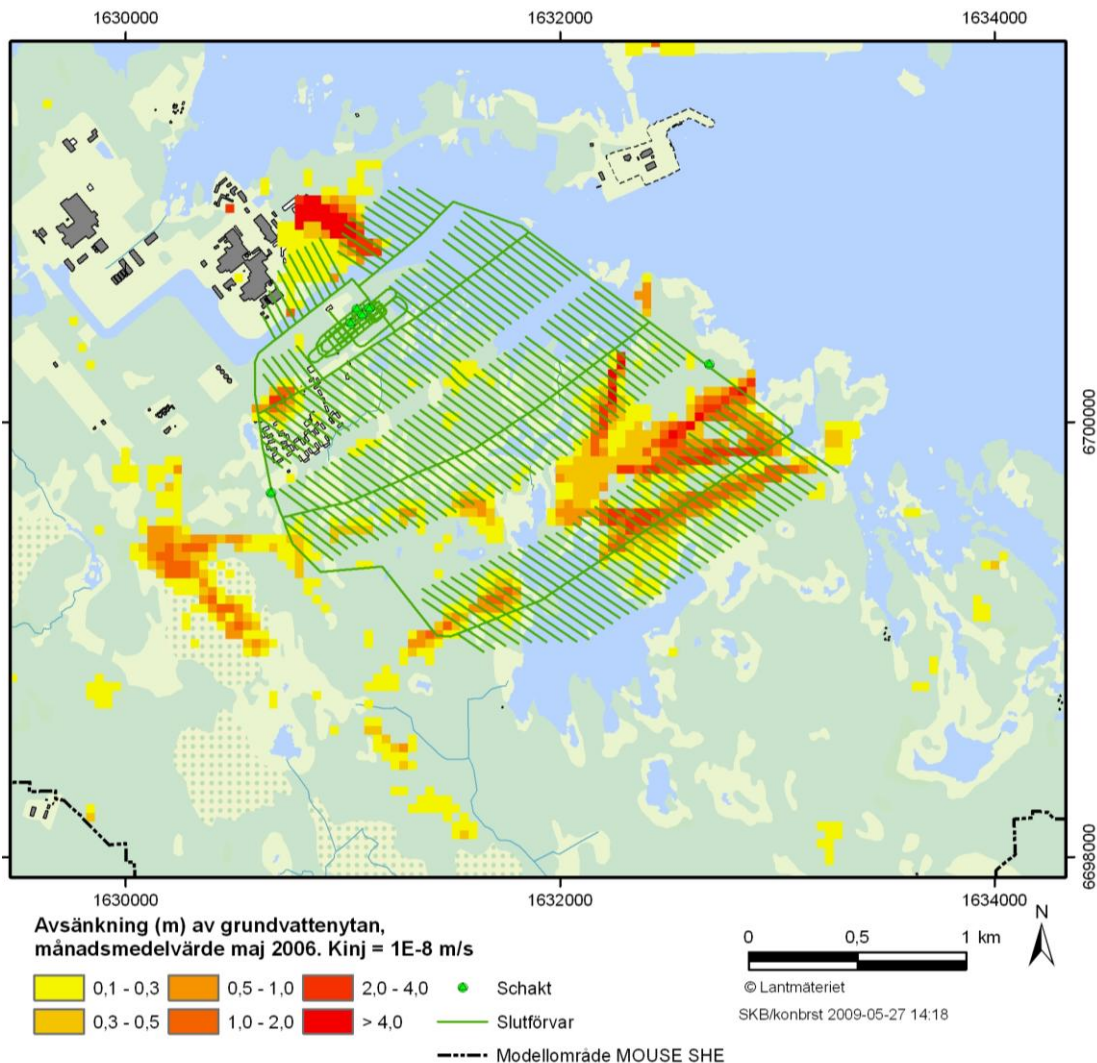
### Påverkansområdets variationer under året

De MOUSE SHE-resultat som redovisas ovan gällande inläckage och påverkansområde avser årsmedelvärden för år 2006. I Sverige varierar dock de processer som inverkar på grundvattenflöden och -nivåer kraftigt under året, vilket innebär att till exempel påverkansområdets utsträckning kan variera under året. Detta avsnitt illustrerar sådana inomårsvariationer, i syfte att undersöka i vilken mån årsmedelvärden ger ett tillräckligt stöd för en geografisk avgränsning av påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning.

Som ett par exempel, visar Figurerna 5-12 och 5-13 månadsmedelvärden för grundvattenytans avsänkning för två månader under år 2006, baserat på en vattengenomsläpplighet i den injekterade zonen på  $K_{inj} = 10^{-8}$  m/s. Notera att redovisningen i övrigt definieras på samma sätt som tidigare, det vill säga avsänkningen

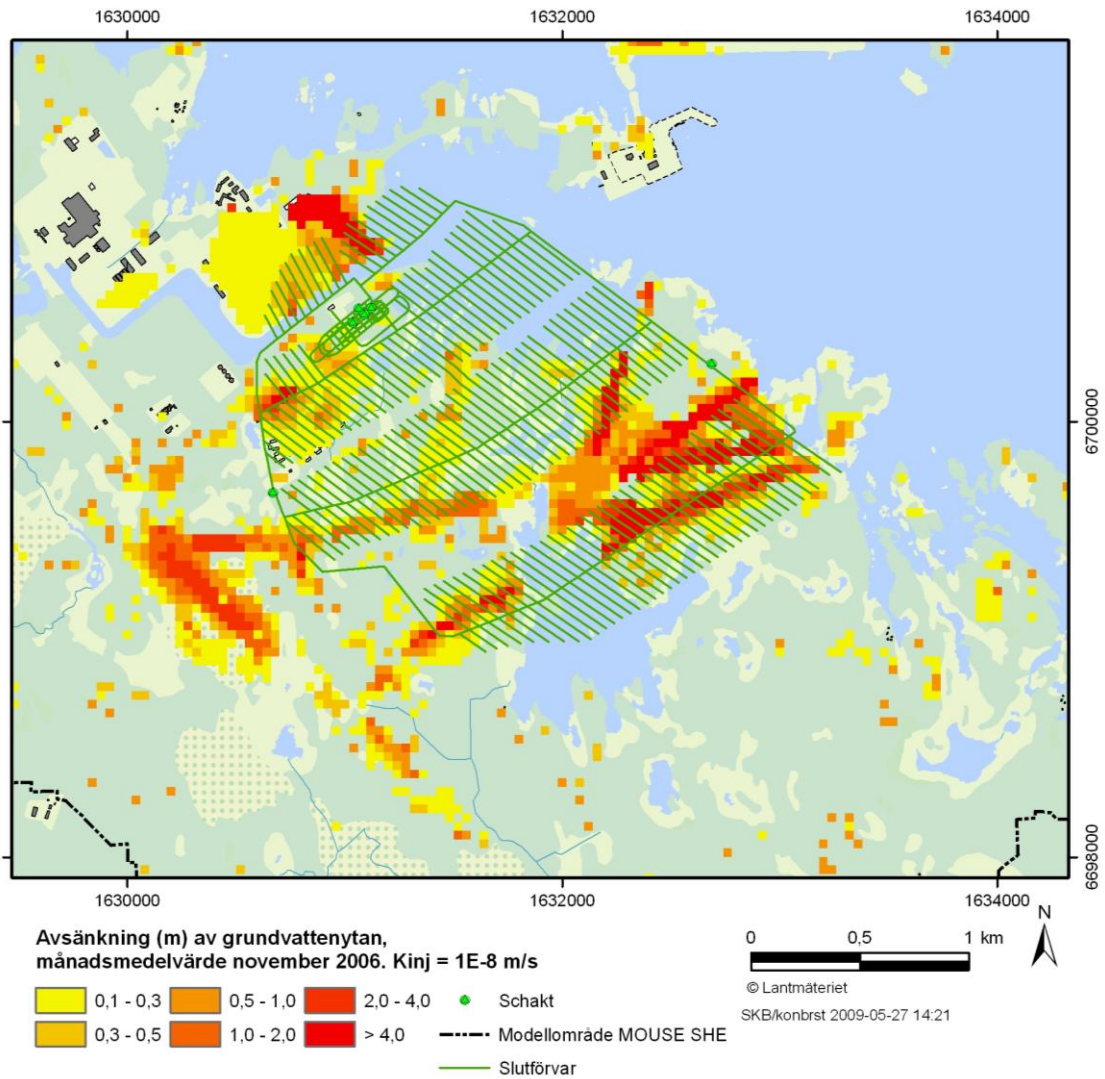
av grundvattenytan är beräknad som skillnaden mellan grundvattenytans läge för opåverkade förhållanden (utan förvar) och motsvarande läge med förvar, här dock baserat på månadsmedelvärden istället för årsmedelvärden.

Maj 2006 (Figur 5-12) visar påverkansområdets utsträckning under en våtperiod med små djup till grundvattenytan, medan november 2006 (Figur 5-13) visar motsvarande område under en torrperiod, karaktäriserad av större djup till grundvattenytan. Tabell 5-5 redovisar de tolv beräknade månadsmedelvärdena under år 2006 avseende storleken på påverkansområdet. Enligt de båda figurerna samt Tabell 5-5 varierar påverkansområdets storlek något under året, mellan ca 0,8 och 1,8 km<sup>2</sup>. Påverkansområdet är större under månaderna januari-april och oktober-december, och minst under maj-augusti; den maximala avsänkning uppvisar små variationer under året. Den mindre ”avsänkning” under sommarmånaderna kan då förklaras med att denna period, även för opåverkade förhållanden, karaktäriseras av en hög evapotranspiration, och därmed av förhållandevis stort djup till grundvattenytan.



**Figur 5-12.** Grundvattenytans avsänkning under en våtperiod (månadsmedelvärde under maj 2006). I beräkningen antas  $K_{inj} = 10^{-8}$  m/s.





**Figur 5-13.** Grundvattenytans avsänkning under en torrperiod (månadsmedelvärde under november 2006). I beräkningen antas  $K_{inj} = 10^{-8}$  m/s.

**Tabell 5-5. Påverkansområde (km<sup>2</sup>) för grundvattenytans avsänkning, baserat på månadsmedelvärden 2006. Beräkningarna avser ett hypotetiskt fall med hela förvaret öppet samtidigt, med en vattengenomsläpplighet i den injekterade zonen på  $K_{inj} = 10^{-8}$  m/s. Påverkansområdets storlek för en viss avsänkingsgräns avser storleken på det område där avsänkningen överstiger den gränsen.**

| Månad               | Max. grundvatten-avsänkning (m) | Avsänkingsgräns 0,3 m | Avsänkingsgräns 0,5 m | Avsänkingsgräns 1 m |
|---------------------|---------------------------------|-----------------------|-----------------------|---------------------|
| Jan.                | 14,6                            | 1,46                  | 0,85                  | 0,42                |
| Feb.                | 13,9                            | 1,52                  | 0,86                  | 0,39                |
| Mar.                | 15,6                            | 1,22                  | 0,77                  | 0,40                |
| Apr.                | 14,7                            | 1,73                  | 0,86                  | 0,44                |
| Maj                 | 12,8                            | 0,75                  | 0,51                  | 0,28                |
| Jun.                | 15,5                            | 0,79                  | 0,52                  | 0,28                |
| Jul.                | 16,8                            | 0,80                  | 0,55                  | 0,34                |
| Aug.                | 17,1                            | 0,91                  | 0,66                  | 0,41                |
| Sep.                | 18,3                            | 1,05                  | 0,80                  | 0,50                |
| Okt.                | 18,4                            | 1,28                  | 0,93                  | 0,59                |
| Nov.                | 17,1                            | 1,81                  | 1,42                  | 0,70                |
| Dec.                | 15,6                            | 1,78                  | 1,30                  | 0,58                |
| Årsmedelvärde, 2006 | 14,9                            | 1,02                  | 0,75                  | 0,46                |

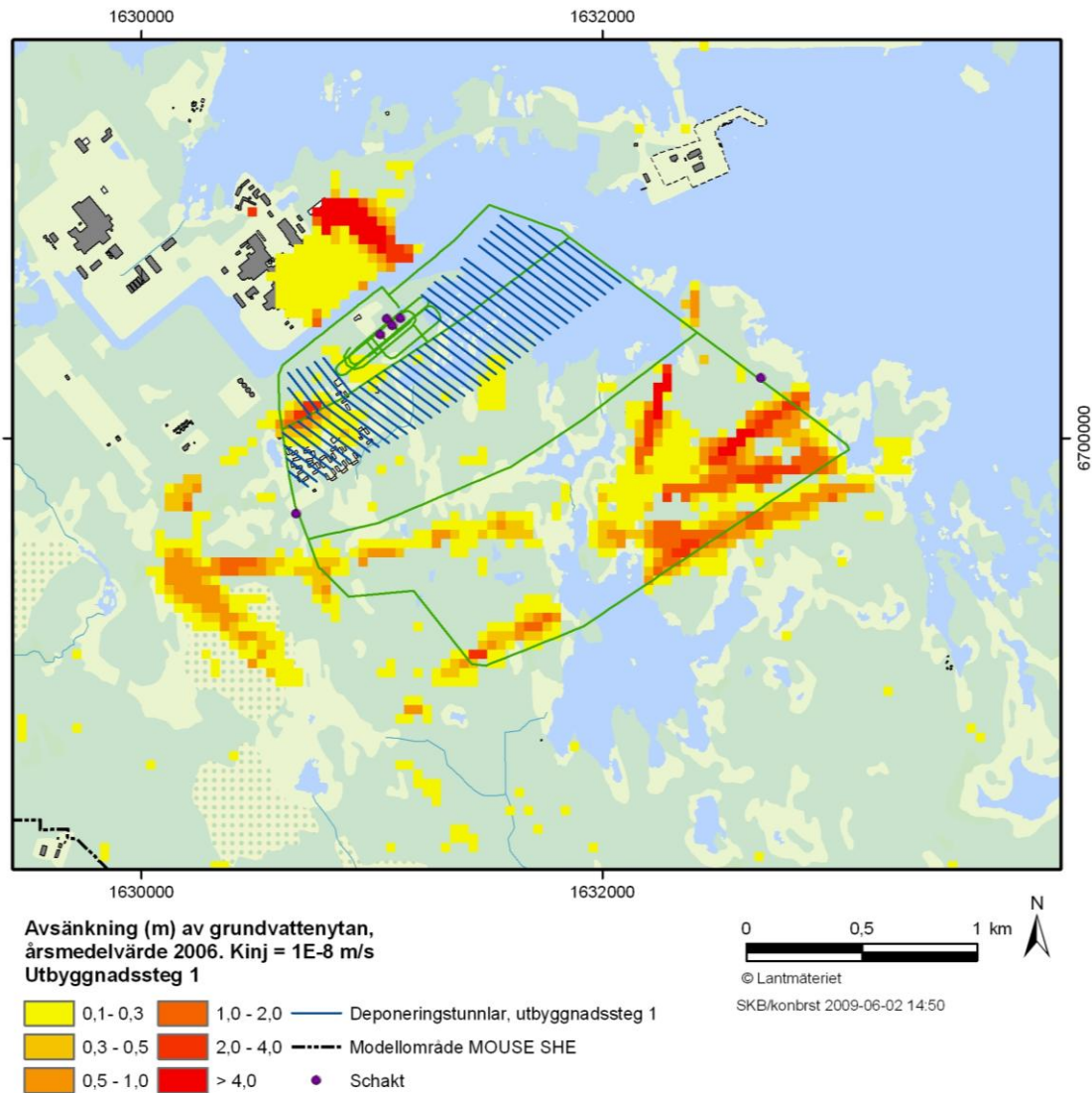
### ***Avsänkning av grundvattenytan under slutförvarsanläggningens olika utbyggnadssteg***

Avsnitt 5.2.2 redovisar prognostiserat inläckage av grundvatten till förvaret under förvarsområdets tre utbyggnadssteg. Där diskuteras vidare inverkan av antaganden som görs i MOUSE SHE- och DarcyTools-modellerna, det vill säga att hela förvaret är öppet samtidigt och att alla deponeringstunnlar är öppna på en gång i de enskilda deponeringsområdena. Slutsatsen med avseende på inläckaget var att dessa antaganden är ”på den säkra sidan” men inte orimligt konservativa.

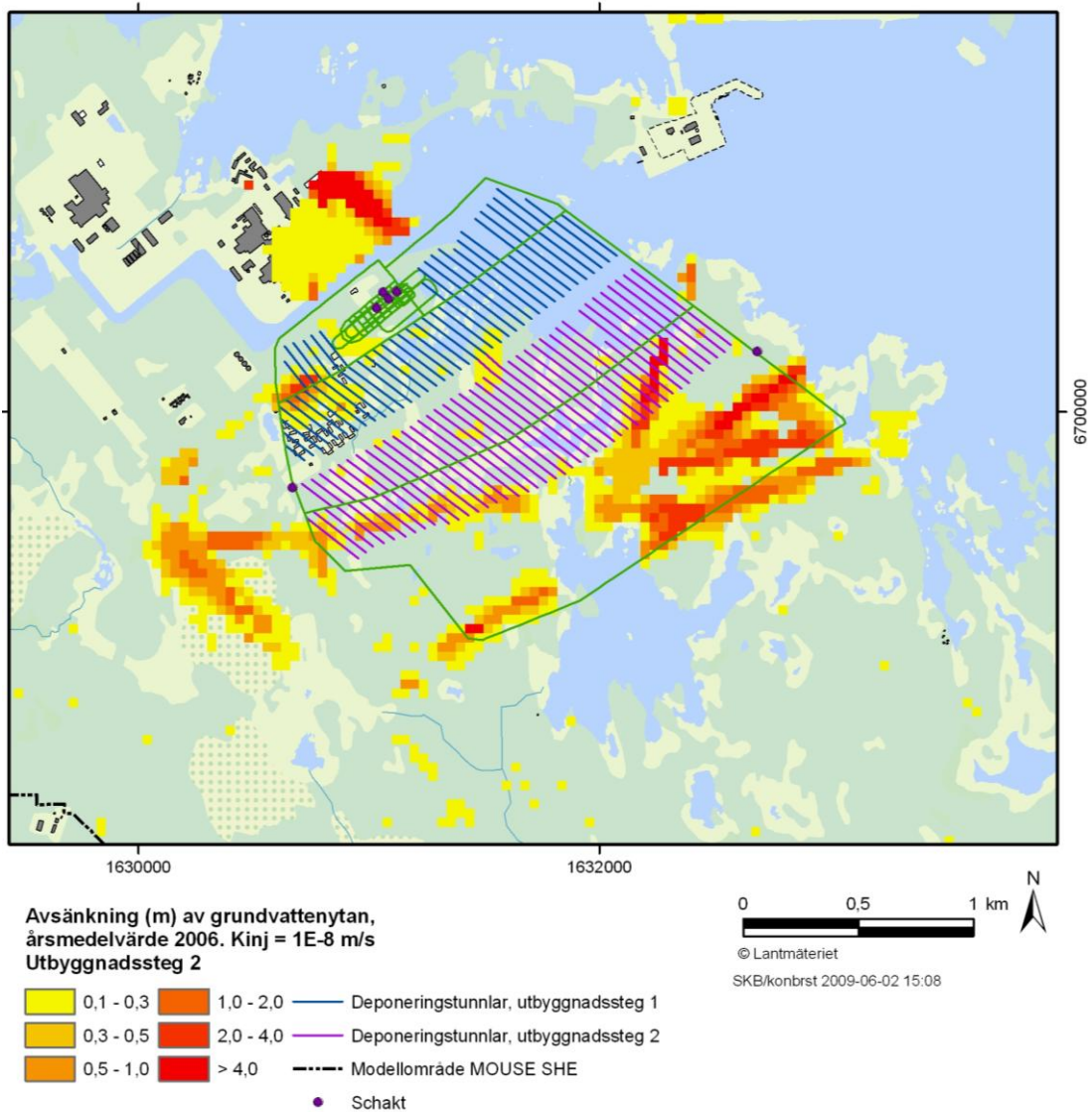
Som underlag för motsvarande utvärdering avseende avsänkningen av grundvattenytan, visar Figurerna 5-14 till 5-16 MOUSE SHE-beräknade årsmedelvärden för grundvattenytans avsänkning under de tre utbyggnadsstegen /Gustafsson et al. 2009a/; skede 1 (Figur 5-14), skede 2 (Figur 5-15) och skede 3 (Figur 5-16).

Modellberäkningarna avser en vattengenomsläpplighet i den injekterade zonen på  $K_{inj} = 10^{-8}$  m/s. Tabell 5-6 sammanfattar den modellberäknade storleken på påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning under dessa utbyggnadssteg. Enligt MOUSE SHE-beräkningarna är påverkansområdet minst i skede 1 och störst i skede 3, motsvarande ca 70 % respektive ca 90 % av det modellberäknade påverkansområdet för det hypotetiska fallet med ett helt öppet förvar (jämför med Tabell 5-4).

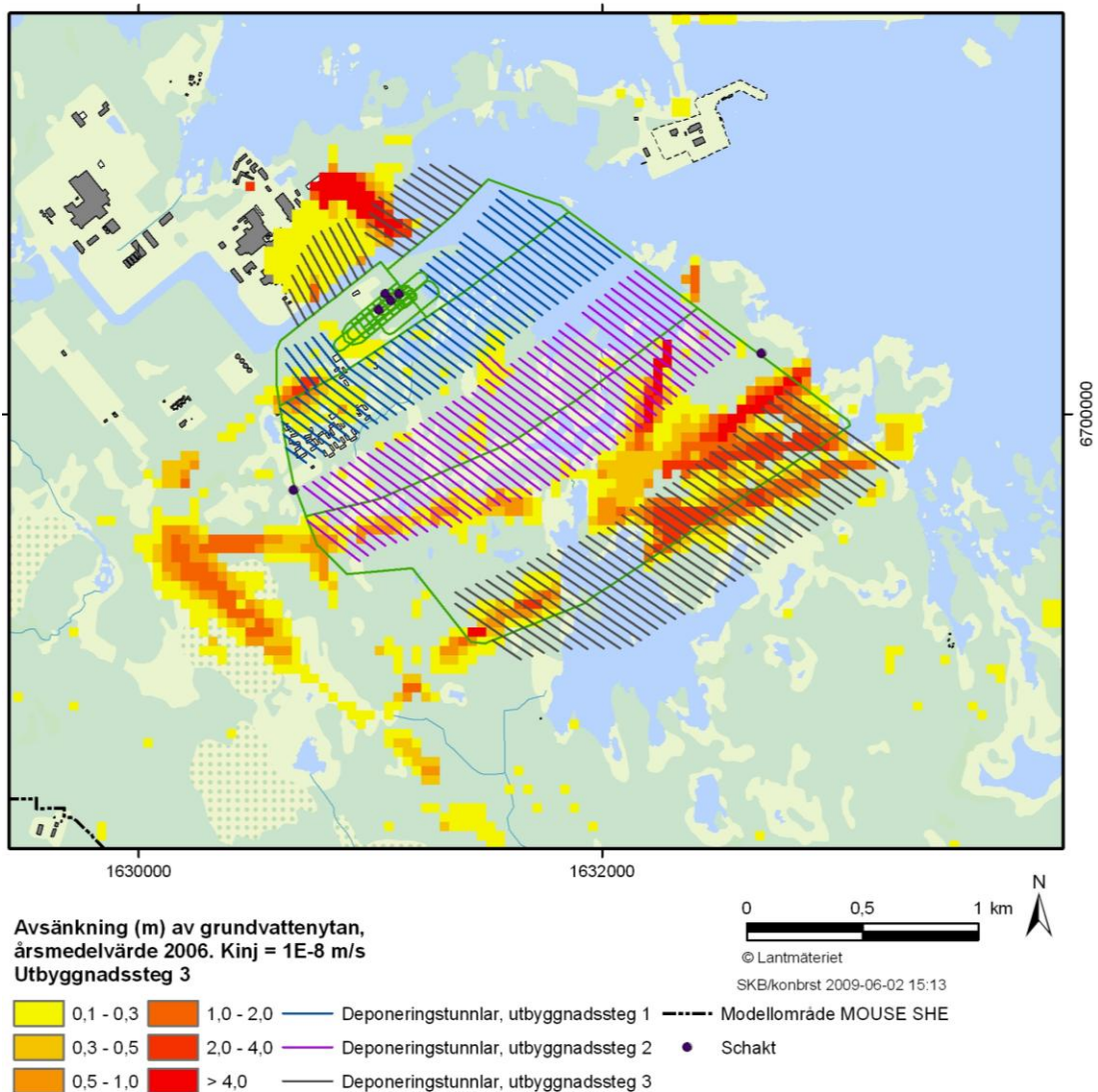
Påverkansområdets storlek under de olika utbyggnadsstegen är således 10–30 % mindre, jämfört med det prognostiserade påverkansområdet för ett helt öppet förvar. En jämförelse mellan Figureerna 5-14 till 5-16 och Figur 5-8 (som avser ett helt öppet förvar och samma värde på  $K_{inj}$ ) visar även på en liknande utsträckning på påverkansområdet. Även med avseende på grundvattenytans avsänkning, är slutsatsen därför att de förenklade antaganden som görs i MOUSE SHE- och DarcyTools-modellerna gällande de delar av förvaret som är öppna samtidigt är ”på den säkra sidan”, men inte orimligt konservativa.



**Figur 5-14.** Årsmedelvärde för grundvattenytans avsänkning, 2006. Beräkningen avser utbyggnadssteg 1, för vilket påverkansområdets storlek är minst av de tre utbyggnadsstegen. I beräkningen antas  $K_{inj} = 10^{-8}$  m/s.



**Figur 5-15.** Årsmedelvärde för grundvattenytans avsänkning, 2006. Beräkningen avser utbyggnadssteg 2. I beräkningen antas  $K_{inj} = 10^{-8}$  m/s. Notera att under steg 2 är deponeringstunnlarna tillhörande steg 1 återfyllda och stängda, och de visas endast för illustration.



**Figur 5-16.** Årsmedelvärde för grundvattenytans avsänkning, 2006. Beräkningen avser utbyggnadssteg 3, för vilket påverkansområdets storlek är störst av de tre utbyggnadsstegen. I beräkningen antas  $K_{inj} = 10^{-8}$  m/s. Notera att under steg 3 är deponeringstunnlarna tillhörande steg 1 och 2 återfyllda och stängda; de visas endast för illustration.

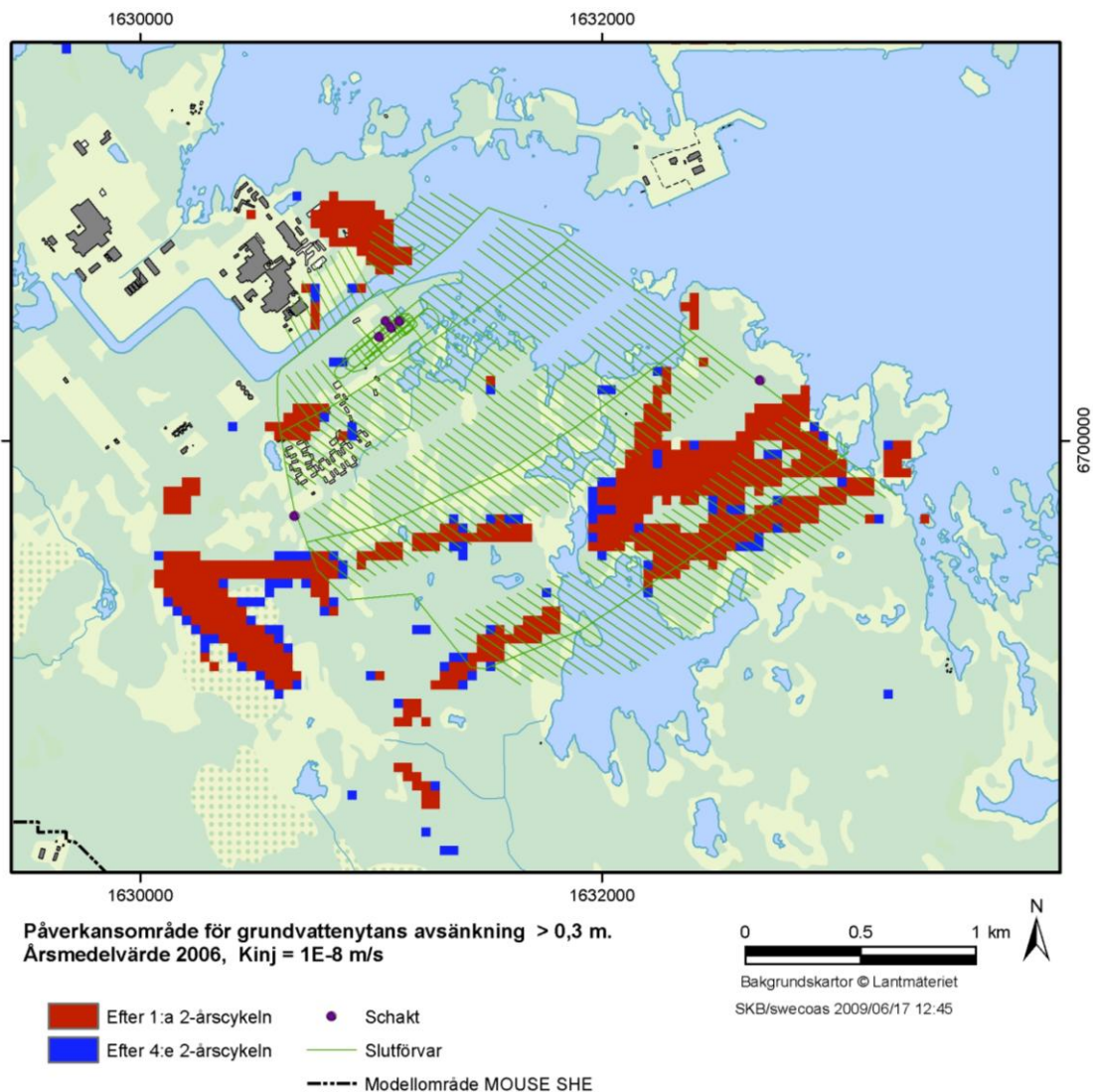
**Tabell 5-6.** Påverkansområde ( $km^2$ ) för grundvattenytans avsänkning under utbyggnadsstegen 1–3, baserat på årsmedelvärden 2006. Som jämförelse redovisas även det hypotetiska fallet med ett helt öppet förvar. Modellberäkningarna avser tätningsfallet  $K_{inj} = 10^{-8}$  m/s. Påverkansområdets storlek för en viss avsänkingsgräns avser storleken på det område där avsänkningen överstiger den gränsen.

| Utbyggnadssteg                       | Max. avsänkning av grundvattenytan (m) | Avsänkingsgräns 0,1 m | Avsänkingsgräns 0,3 m | Avsänkingsgräns 0,5 m | Avsänkingsgräns 1 m |
|--------------------------------------|--|-----------------------|-----------------------|-----------------------|---------------------|
| 1                                    | 12,1                                   | 1,57                  | 0,69                  | 0,47                  | 0,25                |
| 2                                    | 12,6                                   | 1,69                  | 0,83                  | 0,57                  | 0,34                |
| 3                                    | 13,7                                   | 1,89                  | 0,93                  | 0,63                  | 0,40                |
| Helt öppet förvar (hypotetiskt fall) | 14,9                                   | 2,04                  | 1,02                  | 0,75                  | 0,46                |

### **Påverkansområdets utveckling över tid**

De ovanstående MOUSE SHE-beräkningarna baseras på lokalt uppmätta meteorologiska data och havsnivådata från två-årsperioden 2005–2006, där de redovisade beräkningsresultaten som tidigare nämnts avser år 2006. Det kan då vara befogat att undersöka om de redovisade prognoserna är realistiska, i den meningen att påverkansområdet eventuellt inte helt har ”ställt in sig” efter två år; det är tänkbart att avsänkningen av grundvattenytan skulle fortsätta även efter en simuleringsperiod på två år. För att undersöka detta genomförde /Gustafsson et al. 2009a/ beräkningar med MOUSE SHE-modellen för en längre tidsperiod på åtta år. Detta genomfördes genom att perioden 2005–2006 ”upprepades” tre gånger efter den första simuleringsperioden. Dessa beräkningar gjordes för det hypotetiska fallet med ett helt öppet förvar och för tätningsfallet  $K_{inj} = 10^{-8}$  m/s.

Resultaten visar att storleken på påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning är 13 %, 17 % respektive 18 % större efter den första, andra och tredje upprepningen, jämfört med den första två-årsperioden (1,02 km<sup>2</sup>; jämför Tabell 5-4). Efter den andra upprepningen (det vill säga, efter sex år) sker alltså endast mycket små förändringar av påverkansområdets storlek. Figur 5-17 illustrerar påverkansområdet efter den första respektive tredje upprepningen, det vill säga figuren visar hur mycket påverkansområdet utökas (de blåa områdena) om man låter modellberäkningen fortsätta ”några år till”. Utifrån Figur 5-17 kan man dra slutsatsen att MOUSE SHE-beräkningarna kan begränsas till en tidsperiod på två år och ändå anses realistiska. Ökningen av påverkansområdet efter några år kan till exempel jämföras med ökningen av påverkansområdets storlek mellan utbyggnadsskedena 1 och 2 (20 %), mellan skedena 2 och 3 (12 %), samt den överskattning (i storleksordningen 10–50 %) av påverkansområdets storlek som införs då man antar att hela förvaret är öppet samtidigt (jämför med Tabell 5-6).



**Figur 5-17.** Årsmedelvärden av grundvattenytans avsänkning ”år 2006”, efter den första simuleringsperioden och efter den tredje upprepningen (den fjärde två-årscykeln) av randvillkoren för åren 2005–2006. Beräkningen avser ett hypotetiskt fall med ett helt öppet förvar, med en vattengenomsläpplighet i den injekterade zonen på  $K_{inj} = 10^{-8}$  m/s /Gustafsson et al. 2009a/.

### 5.3.3 Erfarenheter från andra undermarksanläggningar

Det finns dokumentation från vissa undermarksanläggningar i berg avseende grundvattenavsänkning /Axelsson och Follin 2000/. Under byggnationen av Bolmentunneln avsänktes grundvattennivån i berg med cirka 1 m i den södra delen av tunneln och 5–16 m i den centrala och norra delen. Grundvattennivån i jord avsänktes endast lokalt ovanför tunneln, förutom längs en sprickzon i berg, där grundvattenavsänkning observerades upp till 800 m från tunneln. Grundvattenavsänkningen i jord var i regel mindre än 1 m, förutom i de lägst belägna områdena med sprickigt berg i dess övre del; i dessa områden var avsänkningen upp till 3 m. Ingen eller liten grundvattenavsänkning observerades i jordbrunnar i högre belägna moränområden. Från Bolmentunneln finns ingen dokumentation rörande påverkan på

växtlighet, dock avsänktes grundvattennivån i myrar (belägna ovanför sprickzoner i berget) med 0,6–0,7 m upp till 200 m från tunneln.

För svenska gruvor har man i olika utredningar bedömt att områden på avstånd upp till cirka 500–2 000 m kan påverkas i form av avsänkta grundvattennivåer. I regel finns det rikligt med växtlighet nära gruvor, trots att grundvattenytan i vissa fall är avsänkt till 100 m under markytan. För Juktans pumpkraftverk har man beräknat att det område där avsänkta grundvattennivåer kan ha uppstått är cirka 50 km<sup>2</sup>. Ingen påverkan på växtligheten har noterats, dock har en tjärn torrlagts och brunnar cirka 2 000 m från anläggningen har uppvisat avsänkta grundvattennivåer. Det bör dock noteras att det är oklart i vilken mån påverkan på växtligheten har ”eftersökts”. Vid Äspötunneln har man observerat en grundvattennivåsänkning på några meter på stora djup i berget på den norra delen av ön. Den största observerade påverkan är en grundvattenavsänkning på cirka 85 m direkt ovanför tunneln i den södra delen av Äspö. Vid byggnationen av Hallandsåstunneln var avsänkningen (år 2000) i jordbrunnar kring tunneln i medel cirka 0,6 m. De mest påverkade brunnarna fanns på ett avstånd av cirka 150 m från tunneln, där den då största uppmätta avsänkningen var 3,5 m. Huvuddelen av de brunnar där avsänkning uppmätts finns inom ett avstånd av 600 m från tunneln.

I sammanhanget kan också nämnas ett flerårigt forskningsprojekt, där man genom fältförsök bland annat studerade påverkan på grundvattennivåer, vattenbalans och grundvattenkemi vid långtidspumpning (1999–2002) i ett bergborrhål på Äspö /Ericsson och Hultberg, 2003/. Inom forskningsprojektet genomfördes parallella fältförsök i Gårdsjön i Stenungsund.

Det täta berget kring borrhålet på Äspö medgav endast ett litet vattenuttag, vilket i sin tur gav upphov till en något minskad avrinning från det studerade området; uttaget var mindre än 10 % av avrinningen från området. Det täta berget innebar också att avsänkningen av grundvattennivån blev stor i det pumpade borrhålet (ca 40 m), men det påverkade området blev litet (begränsat till 50–100 m från borrhålet) med avseende på grundvattennivån i berg. En slutsats från fältförsöken på Äspö var att jämfört med det lilla vattenuttaget, hade vädrets variationer en större inverkan på grundvattennivåns variationer i både jord och berg. Resultaten från fältförsöken indikerade också på en ökning av grundvattenbildningen till djupa delar av berget, motsvarande den uttagna volymen vatten.

## 5.4 Effekter på grundvattnets salthalt

/Svensson och Föllin 2009/ använde DarcyTools-modellen för att studera grundvattenbortledningens effekter på grundvattnets salthalt. Enligt modellresultaten orsakar bortledningen både en nedträngning av grundvatten från nivåer i berget ovan förvarsnivån, och en viss uppträngning av saltare grundvatten från berget under förvarsnivån. Enligt modellberäkningarna är dock saltvattenuppträngningen begränsad. Grundvattenbortledningen bedöms därför inte förändra grundvattnets salthalt på de förhållandevis begränsade djup som är aktuella för till exempel bergborrade enskilda brunnar (se avsnitt 4.6.1).

## 5.5 Grundvattenytans återhämtning efter förslutning av slutförvaret

Som beskrivs i avsnitt 2.2, innefattar avvecklingsskedet bland annat att slutförvarsanläggningen försluts, och länshållningen upphör. Förslutningen kommer att



ske genom en återfyllnad med svällande lera av typ Bentonit, bergkross eller en kombination av dessa. /Gustafsson et al. 2009a/ använde MOUSE SHE-modellen för att söka bedöma hur lång tid det kommer att ta för grundvattenytan att återhämta sig efter det att grundvattenbortledningen från förvaret upphört. Detta undersöktes genom att ”ta bort” slutförvarsanläggningen från MOUSE SHE-modellen och därefter starta beräkningen av återhämtningsförloppet, baserat på meteorologiska data och havsnivådata för åren 2005–2006.

Genom att använda påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning som referens, visar MOUSE SHE-beräkningarna att påverkansområdet är reducerat till ungefär en tredjedel efter sex månader och ungefär en tjugondel efter ett år. Enligt den konceptuella beskrivningen i kapitel 3 (Figur 3-4) kan återhämtningsförloppet liknas vid en spegelbild av avsänkingsförloppet. En jämförelse med avsnitt 5.3.2 (delavsnittet om påverkansområdets utveckling över tid) visar att med avseende på grundvattenytans läge, bedöms återhämtningsförloppet ske något snabbare än avsänkningen.

Det bör observeras att den injekterade zonen kring slutförvarsanläggningen samt återfyllnadsmaterialet inuti förvaret inte beaktats i MOUSE SHE-beräkningarna. Detta bedöms dock inte påverka bedömningen av tiden för återhämtning, då tiden för ”vattenmättad” av själva förvaret inte är det intressanta i detta sammanhang. Denna mättnadsprocess, som studeras i detalj i DarcyTools-modelleringen /Svensson och Follin 2009/, kan ta i storleksordningen hundratals år.

## 5.6 Grundvattenbortledningens hydrologiska effekter

### 5.6.1 Effekter på sjöarnas vattennivå

MOUSE SHE-modellen /Gustafsson et al. 2009a/ har använts för att bedöma grundvattenbortledningens effekter på vattennivån i de större sjöarna i området; Bolundsfjärden, Fiskarfjärden, Eckarfjärden och Gällsboträsket. Jämfört med MOUSE SHE, bedöms DarcyTools-modellen /Svensson och Follin 2009/ bland annat ha för grov geometrisk upplösning nära markytan (avseende topografi, sjöträsklar och liknande) för att denna modell ska kunna användas för bedömning av effekter på sjöar och bäckar.

Enligt MOUSE SHE-beräkningarna ger grundvattenbortledningen upphov till en obetydlig sänkning av vattennivån i sjöarna Eckarfjärden och Fiskarfjärden. Den största sjönivåsänkningen under det studerade året (2006) är enligt modelleringen mindre än 0,01 m för dessa två sjöar. Enligt beräkningarna kommer det att uppstå en vattennivåsänkning i sjöarna Gällsboträsket och Bolundsfjärden. Beroende på den i modellen ansatta vattengenomsläppligheten i den injekterade zonen kring förvaret, är den största sjönivåsänkningen under den simulerade perioden 0,03–0,06 m för Gällsboträsket, och sänkningens årsmedelvärde är 0,01 m. För Bolundsfjärden är motsvarande största sjönivåsänkning 0,02–0,04 m (under det studerade året 2006) och sänkningens årsmedelvärde 0,01 m.

Ovanstående kan förklaras av de olika sjöarnas lägen i förhållanden till påverkansområdet för sänkningen av tryckhöjden i berg respektive grundvattenytans avsänkning. Alla de studerade sjöarna (Bolundsfjärden, Fiskarfjärden, Eckarfjärden och Gällsboträsket) är belägna inom påverkansområdet för sänkningen av grundvattnets tryckhöjder i berg (avsnitt 5.3.1). Sjöarna Eckarfjärden och Fiskarfjärden är dock belägna utanför påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning (avsnitt 5.3.2); sjöarna Gällsboträsket och Bolundsfjärden är belägna nära gränsen för påverkansområdet.

## 5.6.2 Effekter på bäckarnas vattenföring

MOUSE SHE-modellen /Gustafsson et al. 2009a/ har även använts för att bedöma grundvattenbortledningens effekter på bäckarnas vattenföring, för olika fall avseende vattengenomsläppligheten i den injekterade zonen kring förvaret. Liksom i fallet med sjönivåerna (se avsnitt 5.6.1), har DarcyTools-modellen /Svensson och Follin 2009/ bland annat för grov geometrisk upplösning för detta ändamål. /Gustafsson et al. 2009a/ undersökte effekter på vattenföringen i följande fyra punkter inom MOUSE SHE-modellens modellområde (se även Figur 4-2):

- Utflödet från Eckarfjärden (motsvarande läget för vattenföringsstation PFM002668).
- Utflödet från Stocksjön (motsvarande läget för vattenföringsstation PFM002667).
- Utflödet från Gunnarsboträsket (motsvarande läget för vattenföringsstation PFM002669).
- Inflödet till Bolundsfjärden (motsvarande läget för vattenföringsstation PFM005764).

Tabell 5-7 återger de modellberäknade förändringarna av den ackumulerade vattenföringen i de fyra ovannämnda punkterna under det studerade året 2006. Enligt tabellen bedöms grundvattenbortledningen ge upphov till en reduktion av bäckinflödet till Bolundsfjärden. Reduktionen av det ackumulerade inflödet är upp till 8 % (för tätningsfallet  $K_{inj} = 10^{-7}$  m/s). Effekterna på vattenföringen i de andra studerade bäckarna bedöms bli marginella. Liksom i fallet med sjöarna (avsnitt 5.6.1), kan de modellberäknade effekterna förklaras av de olika bäckarnas (och deras avrinningsområdets) lägen i förhållanden till påverkansområdet för grundvattennivåns avsänkning i berg respektive grundvattenytans avsänkning; bäcken uppströms Bolundsfjärden är belägen i anslutning till det senare påverkansområdet, men inte de andra studerade bäckarna. Minskningen av bäckvattenföringen in till Bolundsfjärden kan även antas ge upphov till den modellberäknade sänkningen av sjöns vattennivå.

**Tabell 5-7. Modellberäknad ackumulerad bäckvattenföring (i % av fallet utan förvar) under år 2006, för olika värden på den injekterade zonen vattengenomsläpplighet,  $K_{inj}$  /Gustafsson et al. 2009a/. Beräkningarna med förvar avser det hypotetiska fallet med hela förvaret öppet samtidigt.**

| $K_{inj}$ (m/s) | Ack. utflöde från Eckarfjärden | Ack. utflöde från Stocksjön | Ack. utflöde från Gunnarsboträsket | Ack. inflöde till Bolundsfjärden |
|-----------------|--------------------------------|-----------------------------|------------------------------------|----------------------------------|
| $10^{-7}$       | 99,7                           | 99,3                        | 99,9                               | 91,6                             |
| $10^{-8}$       | 99,6                           | 99,0                        | 99,4                               | 92,8                             |
| $10^{-9}$       | 99,7                           | 99,3                        | 99,2                               | 95,9                             |

## 5.6.3 Effekter på områdets vattenbalans

Tabell 5-8 redovisar den MOUSE SHE-beräknade vattenbalansen för år 2006 /Gustafsson et al. 2009a/, avseende landdelarna av modellområdet ( $25,5 \text{ km}^2$  av totalt  $37 \text{ km}^2$ ; se Figur 5-3). Observera att vattenbalansen inte inkluderar inläckaget av grundvatten till de delar av förvaret som är belägna under havet. Enligt Tabell 5-8 ger förvaret främst effekter på områdets vattenbalans i termer av en minskad avrinning. Specifikt visar modellresultaten /Gustafsson et al. 2009a/ att förvaret ger upphov till en

minskning av direktavrinningen på markytan till vattendragen samt en minskning av nettoutflödet (direktavrinning och grundvattenutströmning) till havet. Både för opåverkade och påverkade förhållanden sker det dock ett nettoutflöde via direktavrinning till havet och ett nettoinflöde av grundvatten från havet; enligt MOUSE SHE-resultaten har förvaret en liten effekt på direktavrinningen till havet, medan det ger ett ökat inflöde av grundvatten från havet. Förvarets effekter på grundvattenflödena i området diskuteras närmare nedan.

**Tabell 5-8. Modellberäknad vattenbalans (mm/år) för opåverkade och påverkade förhållanden, för olika värden på  $K_{inj}$  /Gustafsson et al. 2009a/. Resultaten avser året 2006, landdelarna av MOUSE SHE-modellens modellområde (25,5 km<sup>2</sup> av totalt 37 km<sup>2</sup>), samt det hypotetiska fallet med hela förvaret öppet samtidigt.**

| Injekteringsskärmens genomsläpplighet ( $K_{inj}$ ), m/s | Evapotranspiration | Till vattendrag | Till slutförvaret | Till havet |
|--|--------------------|-----------------|-------------------|------------|
| Utan förvar  | 421                | 98              | -                 | 48         |
| $10^{-7}$  | 419                | 87              | 37                | 28         |
| $10^{-8}$  | 421                | 90              | 22                | 37         |
| $10^{-9}$  | 423                | 93              | 10                | 43         |

Enligt Tabell 5-8 är den totala avrinningen (till vattendrag och till havet) för hela MOUSE SHE-modellens landområde 146 mm/år i det opåverkade fallet och 115 mm/år i fallet med ett förvar med en vattengenomsläpplighet i den injekterade zonen på  $K_{inj} = 10^{-7}$  m/s. I detta fall motsvarar inläckaget till förvaret 37 mm/år inom landområdet, vilket enligt Tabell 5-8 ”kompenseras” av en minskad avrinning på 31 mm/år och genom en minskning av evapotranspirationen med drygt 2 mm/år; resterande kan hänföras till mindre förändringar av lagringstermerna. Inläckaget till förvaret representerar alltså ca 25 % (37/146 mm) av avrinningen från landområdet vid opåverkade förhållanden och ca 30 % (37/115 mm) av avrinningen vid påverkade förhållanden.

I syfte att mer detaljerat beskriva förvarets effekter på grundvattenflödena i området, presenterar /Gustafsson et al. 2009a/ vattenbalanser för MOUSE SHE-modellens samtliga beräkningslager, uppdelat på landområden, områden under havet och för påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning. Specifikt syftar analysen till att belysa förvarets ”vattenförsörjning”, det vill säga förvarets effekter på grundvattenflöden mellan jord, berg och hav och hur dessa bidrar till inläckaget av grundvatten till förvaret, djupt nere i berget.

Med avseende på MOUSE SHE-modellens landområden och den del av förvaret som inte är belägen under havet, motsvaras ca 40 % av inläckaget till förvaret av en ökning av grundvatteninflödet till berget från havet och ca 60 % av en ökning av grundvattenflödet från jord till berg. Ökningen av grundvattenflödet från jord till berg inom landområdena motsvarar 6–18 L/s, med en större ökning för högre värden på  $K_{inj}$ . Med avseende på hela modellområdet (både land och hav), inklusive den del av förvaret som är belägen under havet, ger förvaret upphov till en ökning av grundvatteninflödet till berget från havet med drygt 1 L/s. Ökningen av grundvattenflödet från jord till berg inom hela modellområdet är 9–33 L/s, med en större ökning för högre värden på  $K_{inj}$ .

Tabell 5-9 redovisar den MOUSE SHE-beräknade vattenbalansen för typåret 2006 /Gustafsson et al. 2009a/, specifikt med avseende på påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning. Tabellen avser fallet  $K_{inj} = 10^{-7}$  m/s, samt de områden

som har ett årsmedelvärde på avsänkningen av grundvattenytan som är större än 0,3 m. Enligt Tabell 5-9 ger förvaret upphov till en minskad avrinning från dessa områden på 162 mm under det studerade året, det vill säga en avsevärt större förändring jämfört med hela landområdet (se Tabell 5-8). Enligt /Gustafsson et al. 2009a/ kan resterande förändringar hänföras till förändringar av lagringstermerna. Inom de aktuella områdena ger förvaret enligt /Gustafsson et al. 2009a/ upphov till en ökning av grundvattenflödet från jord till berg som är i intervallet 4–11 L/s, med en större ökning för högre värden på  $K_{inj}$ . Inom hela landområdet (se ovan) är motsvarande ökning i intervallet 6–18 L/s, vilket indikerar att grundvattenflödet från jord till berg för påverkade förhållanden främst ökar inom de relativt begränsade ytor som motsvaras av påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning enligt ovan.

**Tabell 5-9. Modellberäknad vattenbalans (mm/år) för opåverkade (naturliga) och påverkade förhållanden, för olika värden på den injekterade zonen vattengenomsläpplighet /Gustafsson et al. 2009a/. Resultaten avser de områden som har ett årsmedelvärde på avsänkningen av grundvattenytan som är större än 0,3 m. Resultaten avser typåret 2006, samt det hypotetiska fallet med hela förvaret öppet samtidigt.**

| Injekteringsskärmens genomsläpplighet ( $K_{inj}$ ), m/s | Evapo-transpiration | Till vattendrag | Till slutförvaret | Yt- och grundvattenavrinning |
|--|---------------------|-----------------|-------------------|------------------------------|
| Utan förvar  | 429                 | 0,8             | -                 | 141                          |
| $10^{-7}$  | 424                 | -0,3            | 212               | -21                          |
| $10^{-8}$  | 428                 | 0,1             | 147               | 29                           |
| $10^{-9}$  | 430                 | 0,5             | 72                | 79                           |

I en samlad analys av förvarets effekter på grundvattenflöden mellan jord, berg och hav, visar /Gustafsson et al. 2009a/ att ökningen av grundvattenflödet från jord till berg inom landområdena motsvarar 50–60 % av förvarets vattenförsörjning, med en högre andel för lägre värden på  $K_{inj}$ . Motsvarande ökning inom områden under havet motsvarar ca 33–42 % av inläckaget av grundvatten till förvaret, följaktligen med en lägre andel för lägre värden på  $K_{inj}$ . Resterande del (4–5 %) motsvaras av en ökning av grundvatteninflödet till berget från havet, samt bland annat förändringar av lagringstermerna. Sammanfattningsvis visar alltså MOUSE SHE-beräkningarna att ungefär hälften av det grundvatten som läcker in till förvaret härstammar från landområdena och hälften från havet. Inom landområdena domineras de ökade grundvattenflödena från jord till berg av flödena inom påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning.

## 5.7 Känslighetsanalyser

I detta avsnitt presenteras resultat och slutsatser från studier där MOUSE SHE-modellen /Gustafsson et al. 2009a, Mårtensson et al. 2009/ använts för att undersöka ett urval övriga faktorer som kan ha inverkan på prognoser av inläckage av grundvatten, sänkning av grundvattnets tryckhöjder i berg och avsänkning av grundvattenytan. Syftet med dessa studier är att kunna bedöma om någon av faktorerna kan medföra stora skillnader mot de prognoser som presenterats i tidigare avsnitt.

### 5.7.1 Inverkan av de hydrogeologiska egenskaperna i berg, i övergången jord-berg samt under sjöar och hav

Den konceptuella hydrogeologiska modellen för berget i Forsmark (avsnitt 4.2.1) innebär att den sänkning av grundvattnets tryckhöjder som uppstår i berget inom och kring förvaret ”sprids ut” inom de delar av berget där det finns bankningsplan med hög horisontell hydraulisk konduktivitet (avsnitt 5.3.1). Enligt den konceptuella modellen förekommer det även sprickzoner med hög vertikal hydraulisk konduktivitet. Dessa zoner kan därför ge en hydraulisk kontakt mellan de horisontella bankningsplanen och jordlagren. Detta innebär i sin tur att påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning begränsas till de områden där sprickzonerna har kontakt med de ovanliggande jordlagren (avsnitt 5.3.2).

Det kan alltså konstateras att lägena och egenskaperna för sprickzoner med hög vertikal hydraulisk konduktivitet är viktiga, eftersom de styr var en avsänkning av grundvattenytan uppstår som en effekt av grundvattenbortledningen. Enligt den konceptuella hydrogeologiska modellen för jordlagren i Forsmark /Hedenström och Sohlenius 2008/ förekommer det täta sediment under de större sjöarna och även på delar av havsbotten. Som nämnts tidigare, har man på flera platser i området hittat en mycket kompakt morän med låg vattengenomsläpplighet, vilket också kan bidra till att reducera förvarets effekter på yt- och grundvattenförhållandena.

Baserat på lokalt uppmätta meteorologiska data och havsnivådata för år 2006, använde /Gustafsson et al. 2009a/ MOUSE SHE-modellen för att undersöka inverkan av osäkerheter i de ovanstående delarna av den konceptuella hydrogeologiska modellen för Forsmark. Samtliga modellberäkningar för påverkade förhållanden genomfördes för det hypotetiska fallet med ett helt öppet förvar och för tätningsfallet  $K_{inj} = 10^{-8}$  m/s. Beräkningarna genomfördes för en serie beräkningsfall, där inverkan av följande faktorer undersöktes:

- Den horisontella ( $K_h$ , inom bankningsplanen) och den vertikala ( $K_v$ ) hydrauliska konduktiviteten i de övre 200 m av berget. Specifikt reducerades  $K_h$  till 1/10 och  $K_v$  ökades med en faktor 10 relativt sina ursprungsvärden. Observera att  $K_h$  endast ändrades i de beräkningslager i MOUSE SHE-modellen där det finns bankningsplan, och då endast inom det område där det i modellen finns sådana plan.  $K_v$  ändrades däremot i de övre 200 m av berget inom hela MOUSE SHE-modellens modellområde.
- Den horisontella ( $K_h$ ) och den vertikala ( $K_v$ ) hydrauliska konduktiviteten i de övre 20 m av berget. Relativt sina ursprungsvärden ökades specifikt  $K_h$  med en faktor 10, och  $K_v$  reducerades till 1/10 respektive ökades med en faktor 10.
- Inverkan av att i modellen ”förtjocka” det övre bankningsplanet, upp till bergets överkant.
- Den horisontella ( $K_h$ ) och den vertikala ( $K_v$ ) hydrauliska konduktiviteten i övergången mellan jord och berg. Specifikt reducerades både  $K_h$  och  $K_v$  till 1/20 respektive ökades med en faktor 10 relativt sina ursprungsvärden.
- Inverkan av att i modellen ta bort sjö- och havssedimenten och ersätta dessa med morän.

Inverkan av de olika känslighetsfallen undersöktes genom att studera ett flertal parametrar: Inläckaget av grundvatten till förvaret, storleken på påverkansområdet för

grundvattenytans avsänkning, vattennivån i sjön Bolundsfjärden, samt bäckinflödet till Bolundsfjärden. Som en kontroll av rimligheten i de olika känslighetsfallen, beräknades även avvikelser mellan modellberäknade och uppmätta sjönivåer, bäckvattenföring samt grundvattennivåer i jord och berg. Detta gjordes för opåverkade förhållanden (utan förvar), eftersom det är denna situation som mätningarna respresenterar.

Analysen visar att inverkan av de olika känslighetsfallen generellt är små. De viktigaste slutsatserna kan sammanfattas som följer:

- **Inläckage och påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning:** En tiofaldig ökning av den vertikala hydrauliska konduktiviteten i de övre 200 m av berget ger ett större inläckage och ett större påverkansområde jämfört med referensfallet (det vill säga, fallet utan några egenskapsförändringar). Inläckaget ökar med ca 6 L/s (27 %) och påverkansområdets storlek ökar med ca 0,7 km<sup>2</sup> (65 %). Ökningen av inläckaget samt påverkansområdets storlek är något mindre (ca 5 L/s eller 24 %, samt 0,6 km<sup>2</sup> eller 55 %) för det känslighetsfall som även innefattar en samtidig reduktion (till 1/10 av referensfallet) av den horisontella hydrauliska konduktiviteten i de övre 200 m av berget. Man kan notera att en minskning av den vertikala hydrauliska konduktiviteten i de övre 20 m av berget ger en reduktion av påverkansområdets storlek med ca 0,4 km<sup>2</sup>. Minskningen av inläckaget är dock relativt liten (1 L/s). I övrigt är förändringarna av beräknat inläckage och beräknad storlek på påverkansområdet små jämfört med referensfallet.
- **Sjönivån i sjön Bolundsfjärden:** Samtliga känslighetsfall uppvisar små förändringar jämfört med referensfallet, inklusive fallet där sjö- och havssedimenten tagits bort och ersatts med morän.
- **Ytvattenflödet via vattendrag till Bolundsfjärden:** En tiofaldig ökning av den vertikala hydrauliska konduktiviteten i de övre 200 m av berget medför att det ackumulerade vattenflödet minskar med 5 %, jämfört med 7 % i ”referensfallet” (utan några parameterförändringar). En samtidig reduktion (till 1/10 av referensfallet) av den horisontella hydrauliska konduktiviteten i de övre 200 m av berget ger en ytterligare mindre påverkan; det ackumulerade vattenflödet minskar med 3 %, alltså jämfört med 7 % i referensfallet. I övrigt är förändringarna av det beräknade ackumulerade vattenflödet små jämfört med referensfallet. Den mindre effekten på ytvattenflödet till Bolundsfjärden vid en tiofaldig ökning av den vertikala hydrauliska konduktiviteten, kan förklaras genom att avsänkningen av grundvattenytan i det fallet ökar något, nordväst om Bolundsfjärden. Sydväst om sjön minskar samtidigt avsänkningen, det vill säga inom den aktuella bäckens avrinningsområde (se Figur 4-2 i avsnitt 4-1), vilket ger upphov till en viss reduktion av flödet i bäcken.

Sammanfattningsvis indikerar analysen precis som väntat att av de undersökta egenskaperna utgör den vertikala hydrauliska konduktiviteten i de övre 200 m av berget den egenskap som genomgående har störst inverkan på prognoserna av grundvattenbortledningens effekter. Inläckaget till förvaret och påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning är de faktorer som påverkas mest av denna egenskap. Ett ”värsta fall” är en ökning av den vertikala hydrauliska konduktiviteten med en faktor 10 i de övre 200 m av berget. Detta ger en ökning av det prognostiserade inläckaget och storleken på påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning med ca 6 L/s (till ca 28 L/s) och med ca 0,7 km<sup>2</sup> (till ca 1,7 km<sup>2</sup>) jämfört med referensfallet.

Det kan även nämnas att avvikelser mellan modellberäknade och uppmätta ytvattennivåer, -flöden och grundvattennivåer i jord och berg för opåverkade förhållanden är för detta känslighetsfall motsvarande som för referensfallet. Dock innebär dessa egenskaper att jämfört med referensfallet, så visar MOUSE SHE-modellen en sämre passning mot så kallade interferenstester (pumptester) som utförts i Forsmark /Bosson et al. 2008/. Detta ger en lägre tilltro till att den vertikala hydrauliska konduktiviteten skulle vara tio gånger högre i de övre 200 m av berget jämfört med referensfallet.

### 5.7.2 Inverkan av hårdgjorda ytor inom driftområdet

Enligt avsnitt 2.4 innebär vattenhanteringen inom slutförvarsanläggningens driftområde hårdgörning av och bortledning av vatten från vissa ytor. Den eventuella ackumulerade inverkan av sådan hårdgörning och vattenbortledning på grundvattenytans avsänkning undersöktes av /Mårtensson et al. 2009/. Detta genomfördes genom att i MOUSE SHE-modellen ansätta följande ytor inom driftområdet som hårdgjorda:

- Vägar, hustak, parkeringar och gårdar; dagvatten från dessa ytor kommer att tas om hand lokalt, genom infiltration i närliggande grönytor och liknande.
- Bergupplaget; lakvatten från bergupplaget kommer att ledas bort från upplaget för kompletterande rening innan utsläpp till recipient.

Hårdgörning av tidigare vegetationsklädda ytor med efterföljande infiltration av dagvattnet kan ge en ökad grundvattenbildning. Det bör därför noteras att denna undersökning endast beaktar grundvattenytans avsänkning till följd av att ytorna är hårdgjorda. Detta innebär att den övrig dag- och lakvattenhantering inte beaktas explicit i MOUSE SHE-modellen.

Resultatet visar att de hårdgjorda ytorna ger en mindre förhöjning (mindre än 1 m) av grundvattenytan under den norra delen av bergupplaget och en mindre avsänkning (mindre än 0,3 m) under den södra delen av bergupplaget, jämfört med ett fall då förvaret men inte de hårdgjorda ytorna tas med i modellen. Om enbart de hårdgjorda ytorna tas med i modellen (men alltså inte förvaret), visar modellen på en förhöjning (lokalt mindre än 0,5 m) av grundvattenytan under bergupplaget. Orsaken till förhöjningen av grundvattenytan är sannolikt att en hårdgjord yta visserligen reducerar infiltration av nederbörd och snösmältning, men en annan inverkan av en sådan yta är att reducera evapotranspirationen (som för bort vatten från marken, upp i atmosfären).

Baserat på ovanstående analys, bedöms hårdgjorda ytor inom driftområdet ha liten ackumulativ inverkan på grundvattenytan inom driftområdet. De hårdgjorda ytorna är små i förhållande till det område som omfattas av slutförvarsanläggningen och ger ingen avsänkning utanför driftområdet.

### 5.7.3 Inverkan av ett utbyggt SFR

Som nämnts i avsnitt 4.6.1, planeras en utbyggnad av SFR. /Gustafsson et al. 2009b/ genomförde en känslighetsanalys för att undersöka inverkan av ett utbyggt SFR. Notera att studier av utbyggnadens utformning pågår, och den utformning som användes i analysen var en temporär arbetsversion. Analysen gjordes genom att implementera dels befintligt och dels ett utbyggt SFR i modellverktyget MOUSE. Analysen visar i huvudsak följande:

- Modellberäkningarna med den detaljerade (MOUSE-)representationen indikerar att det finns en ”hydrogeologisk interaktion” mellan slutförvarsanläggningen och SFR. Enligt beräkningarna har grundvattenbortledningen från befintligt SFR ett påverkansområde som ger en sänkning av grundvattnets tryckhöjder på nivån 50 m.u.h. Detta påverkansområde sträcker sig in i det område där slutförvarsanläggningen ska uppföras, och därmed även in i motsvarande påverkansområde för slutförvarsanläggningen. Modellberäkningarna indikerar vidare att grundvattenbortledningen från befintligt SFR har gett en avsänkning av grundvattenytan (jämfört med fallet helt utan SFR) inom ett område med en storlek på ca 0,2 km<sup>2</sup>, främst inom landområdena mellan Bolundsfjärden och havet.
- Enligt modellberäkningarna ger en utbyggnad av SFR ett mindre inläckage av grundvatten till slutförvarsanläggningen men ett ökat inläckage till SFR, jämfört med det prognostiserade inläckaget till slutförvarsanläggningen och inläckaget till befintligt SFR. Jämfört med situationen utan slutförvarsanläggningen, erhålls ett mindre inläckage till befintligt SFR om även slutförvarsanläggningen tas med i MOUSE SHE-modellen. De prognostiserade förändringarna av inläckagen till SFR och slutförvarsanläggningen vid en utbyggnad av SFR är mindre än 1 L/s, medan uppmätt inläckage till befintligt SFR är ungefär 6 L/s /Johansson 2008/.
- Specifikt med avseende på utbyggnaden av SFR, bedöms denna ge en ytterligare avsänkning av grundvattnets tryckhöjder på nivån 50 m.u.h. i ett mindre område under havet närmast kring SFR. Utbyggnaden bedöms dock inte ge någon ytterligare avsänkning av grundvattenytan.
- Jämfört med den förenklade representation av SFR som användes i /Bosson et al. 2008/, ger den mer detaljerade (MOUSE-)representationen av SFR ett större modellberäknat inläckage till befintligt SFR, i överensstämmelse med uppmätt inläckage. Den mer detaljerade beskrivningen ger även lägre tryckhöjder i berget på nivån 50 m.u.h. inom ett område som bland annat innefattar området där slutförvarsanläggningen ska uppföras. MOUSE-representationen av SFR ger även ett större djup till grundvattenytan inom landområdena mellan Bolundsfjärden och havet. Eftersom utbyggnaden av SFR i sig inte bedöms ge någon ytterligare avsänkning av grundvattenytan (se ovan), är det senare att hänföra till den mer detaljerade MOUSE-representationen av SFR.

#### 5.7.4 Inverkan av meteorologiska förhållanden

Som nämnts tidigare, baseras de MOUSE SHE-resultat som presenteras och används ovan på lokalt uppmätta meteorologiska data och havsnivådata från åren 2005–2006, där år 2005 använts som en inkörningsperiod och beräkningsresultaten avser det efterföljande ”typåret” 2006. Att beräkningarna baseras på data från endast två år kan förstås ses som en begränsning, även om till exempel nederbörden under typåret 2006 var nära det skattade långtidsmedelvärde (se vidare nedan), och därför kan ses som representativt för området. Under den långa tid som förvaret kommer att vara i drift (fram till ungefär år 2070; se avsnitt 2.2), kan det naturligtvis förekomma perioder som är avsevärt våtare eller torrare jämfört med den period som utgör utgångspunkt för modellberäkningarna. Detta avsnitt undersöker därför om grundvattenbortledningens hydrogeologiska och hydrologiska effekter kan bli avsevärt annorlunda under sådana framtida våt- och torrperioder.



Undersökningen /Gustafsson et al. 2009a/ innefattar MOUSE SHE-beräkningar dels för ett statistiskt normalår med avseende på nederbörden, och dels torr- respektive våtår med 100 års återkomsttid. Beräkningarna utfördes dels med en sekvens med ett normalår som följs av två på varandra följande torrår, och dels motsvarande sekvens med två på varandra följande våtår. Beräkningsresultaten utvärderades genom att jämföra med motsvarande resultat för år 2006.

Den nederbördsstatistik som användes för att definiera normal-, torr- och våtåren avser den nuvarande referensnormalperioden, 1961–1990. /Gustafsson et al. 2009a/ representerade normalåret genom att använda lokalt uppmätta nederbördsdata från perioden september 2003–augusti 2004 (ackumulerad nederbörd 604 mm). Anledningen till detta val är att den uppmätta nederbörden under denna period var relativt nära årsmedelvärdet för hela den period då lokala data är tillgängliga (juni 2003–maj 2007; 563 mm). Årsnederbörden under det definierade normalåret är även nära långtidsmedelvärdet för referensnormalperioden, vilket skattats till 559 mm /Johansson 2008/. Det kan dock repeteras (se avsnitt 5.1.1) att även under typåret 2006, var årsnederbörden nära men något mindre än långtidsmedelvärdet (539 mm). För en återkomsttid på 100 år, definierade /Gustafsson et al. 2009a/ torråret som ett år med en ackumulerad nederbörd på 372 mm och på motsvarande sätt 864 mm för våtåret.

Undersökningen genomfördes för det hypotetiska fallet med ett helt öppet förvar samt tätningsfallet  $K_{inj} = 10^{-7}$  m/s. Resultaten analyserades på så sätt att förvarets effekter kan särskiljas från inverkan av nederbördens variationer. Detta innebär att grundvattenytans avsänkning och dess påverkansområde refererar till en jämförelse mellan situationen utan och situationen med förvaret, utgående i båda fallen från samma nederbördsdata. Nedan sammanfattas de viktigaste resultaten från undersökningen.

### ***Påverkansområde för grundvattenytans avsänkning***

MOUSE SHE-beräkningarna visar på ett något mindre påverkansområde för grundvattenytans avsänkning under normalåret jämfört med året 2006. Årsmedelvärdet för grundvattenytans avsänkning under normalåret ger ett påverkansområde på ca 1,2 km<sup>2</sup>, vilket kan jämföras med ca 1,6 km<sup>2</sup> utgående från väderdata för år 2006 (se avsnitt 5.3.2). Årsmedelvärdet för grundvattenytans avsänkning under det första torråret ger ett något större påverkansområde än normalåret (ca 1,3 km<sup>2</sup>). Det andra torråret ger dock ett betydligt större påverkansområde (ca 2,7 km<sup>2</sup>), vilket motsvarar drygt 130 % av påverkansområdet för normalåret. Vidare visar MOUSE SHE-modellen för både det första och det andra våtåret ett påverkansområde som är mindre än för normalåret (ca 0,9 km<sup>2</sup>).

Dessa resultat indikerar att det finns en ”tröghet” i grundvattensystemet, som innebär att ett enstaka extremt torrår endast ger upphov till små förändringar av grundvattenytans läge, jämfört med förvarets inverkan. Ett direkt efterföljande torrår har en större inverkan, men en direkt tvåårsföljd med extrema torrår är å andra sidan betydligt mindre sannolik.

### ***Vattennivån i sjön Bolundsfjärden***

För normalåret, ett enstaka torrår och våtåren ger förvaret enligt MOUSE SHE-beräkningarna upphov till en obetydlig sänkning av årsmedelvärdet av vattennivån i sjön Bolundsfjärden (0,01 m), vilket är jämförbart med motsvarande resultat för år 2006 (se avsnitt 5.6.1). Under ett andra torrår är sänkningen något större (ca 0,03 m). Det kan

noteras att om förvaret inte tas med i modellen, ger ett första respektive ett andra torrår i sig en sjönivåsänkning på ca 0,1 m respektive 0,2 m.

### ***Bäckvattenflödet till Bolundsfjärden***

För normalåret orsakar förvaret enligt MOUSE SHE-beräkningarna en minskning av det årligen ackumulerade bäckvatteninflödet med ca 8 %. För ett enstaka torrår är motsvarande reducering ca 14 %, medan ett andra torrår ger en reducering på ca 9 %. Under ett första respektive andra vååret är reduktionen ca 5 % respektive 4 %. Effekten av förvaret avtar därför under ett andra torr- respektive blötår.

Det kan noteras att om förvaret inte tas med i modellen, ger ett första respektive ett andra torrår i sig en minskning av det årligen ackumulerade bäckvatteninflödet med nästan 80 % respektive över 90 %. Detta innebär att även ett enstaka torrår enligt modellen ger upphov till en avsevärt större reduktion av bäckvatteninflödet än den minskning som orsakas av förvaret.

## **5.7.5 Hydrogeologiska och hydrologiska förhållanden i Forsmarksområdet år 2100**

### ***Framtida meteorologiska förhållanden i Forsmarksområdet***

Som nämnts i tidigare avsnitt, baseras de där studerade normal-, torr- och våtåren på nederbördsstatistik för referensnormalperioden 1961–1990. I detta avsnitt används data framtagna av SMHI:s klimatforskningsenhet Rossby Centre, som stöd för en diskussion kring möjliga klimatförhållanden under den framtida referensnormalperioden 2071–2100. Syftet är då främst att klargöra om de MOUSE SHE-resultat och känslighetsanalyser som presenteras i det tidigare avsnittet ”fångar in” de klimatförhållanden som kan komma att råda i framtiden, innan förvaret avvecklats.

De data som levererats från SMHI inkluderar modellberäknade dygnsvärden på nederbörd (regn och snö), lufttemperatur samt potentiell avdunstning (PET) för perioderna 1961–1990 samt 2071–2100. Dessa data avser ett område på 150 gånger 150 km, med centrum i Forsmark. Data har levererats för två scenarier benämnda A2 och B2, gällande utsläpp av växthusgaser. Dessa scenarier är utarbetade av FN:s klimatpanel IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). Scenarierna baseras på antaganden om den framtida utvecklingen av bland annat befolkningstillväxt och omställning till miljövänlig teknik. Scenariet A2 baseras på snabb befolkningstillväxt och intensiv energianvändning, medan B2 baseras på långsammare befolkningstillväxt och mindre intensiv energianvändning.

Enligt dessa klimatprognoser kommer årsmedelnederbörden i Forsmarksområdet att öka i framtiden. Specifikt kommer årsnederbörden att vara 15–20 % högre under den framtida referensnormalperioden 2071–2100, jämfört med den nuvarande referensnormalperioden (1961–1990). Detta kan jämföras med tidigare avsnitt, där det definierade vååret har en årsnederbörd som är drygt 40 % högre (864 mm/år) jämfört med det definierade normalåret (604 mm/år). De största relativa nederbördsskillnaderna mellan perioderna 1961–1990 och 2071–2100 förutspås för senhöst, vinter och tidig vår, medan skillnaderna mot idag är mindre under sommaren.

Det kan även nämnas att enligt klimatprognoserna kommer lufttemperaturen som årsmedelvärde att vara någon grad högre under perioden 2071–2100 jämfört med perioden 1961–1990. Exempelvis förutspås framtida månadsmedeltemperaturer under

vintern på över noll grader Celsius. Detta skulle innebära att jämfört med perioden 1961–1990 (med negativa månadsmedeltemperaturer under vintern), kommer under perioden 2071–2100 en mindre andel av årsnederbörden att falla och ackumuleras i form av snö. Högre framtida lufttemperaturer yttrar sig även i större potentiell avdunstning (PET) under perioden 2071–2100 jämfört med perioden 1961–1990. Sett över året förutspås en ökning av PET med 30-40 %, med de största relativa ökningarna under vinter och tidig vår.

Sammanfattningsvis visar alltså SMHI:s prognosdata på mer nederbörd under perioden 2071–2100 jämfört med perioden 1961–1990. Den framtida årsnederbörden är dock med marginal inom ramen för nederbörden under det våtår som studerats med MOUSE SHE-modellen i tidigare avsnitt; dessa modellberäkningar kan därmed sägas ”fånga in” framtida normalår och i viss mån även framtida extrema år. Jämfört med dagens situation, förutspås en mindre andel av årsnederbörden falla i form av snö under perioden 2071–2100. Högre framtida lufttemperaturer innebär även en ökning av den potentiella avdunstningen, vilket därmed delvis kan komma att ”kompensera” för ökningen av nederbörden.

### **Hydrogeologiska och hydrologiska effekter av landhöjningen**

/Bosson et al. 2009/ använde den MIKE SHE-modell för Forsmark som presenteras i /Bosson et al. 2008/ för att studera inverkan av den långsiktiga landhöjningen (flera tusen år framåt i tiden). Inverkan studerades för olika hydrogeologiska och hydrologiska egenskaper och processer i Forsmark, inklusive områdets vattenbalans och djupet till grundvattenytan. Resultaten avser därmed en betydligt större landhöjning än landhöjningen fram till år 2100. Resultaten kan ändå användas för att bedöma om landhöjning i sig är en viktig faktor som även måste beaktas i detta sammanhang. I modellberäkningarna som utfördes av /Bosson et al. 2009/ finns inget förvar. Det simuleringsfall som diskuteras här är med en strandlinje mot havet som motsvarar landhöjningen fram till år 5000 (landhöjning ca +18 m, det vill säga en strandlinje vid ca -18 m.ö.h.).

Förutom att nya landområden givetvis tillkommer i de områden som för närvarande är kustnära hav, visar modellresultaten överlag på små förändringar av de hydrogeologiska och hydrologiska förhållandena i området, även med en stor landhöjning jämfört med den höjning som kan förväntas fram till år 2100 (ca +0,5 m; se avsnitt 4.7.2). Till exempel, så är det MIKE SHE-beräknade medeldjupet till grundvattenytan i storleksordningen endast något större år 5000 jämfört med idag, om man endast beaktar de områden som är landområden i dagsläget. Vidare visar beräkningarna för år 5000 på en något lägre sjönivå i Bolundsfjärden jämfört med idag, delvis kopplat till en minskning av det årligen ackumulerade bäckinflödet till Bolundsfjärden. Detta kan jämföras med avsnitt 5.6.2, som visar att bortledning av grundvatten från slutförvarsanläggningen kan ge upphov till en viss minskning av bäckinflödet.

Den slutsats som kan dras är alltså att landhöjning fram till år 2100 endast bör ge upphov till marginella förändringar av de hydrogeologiska och hydrologiska förhållandena i Forsmark, jämfört med de förhållandena som är utgångspunkt för MOUSE SHE-beräkningarna som presenteras och används i denna rapport. Det bör observeras att en strandlinje som är 0,5 m lägre år 2100 på grund av landhöjning ska ses som ett extremfall. Detta beror på att framtida förändringar av havsnivån kan medföra att ”nettolandhöjningen” minskar eller till och med blir negativ (se avsnitt 4.7.2).

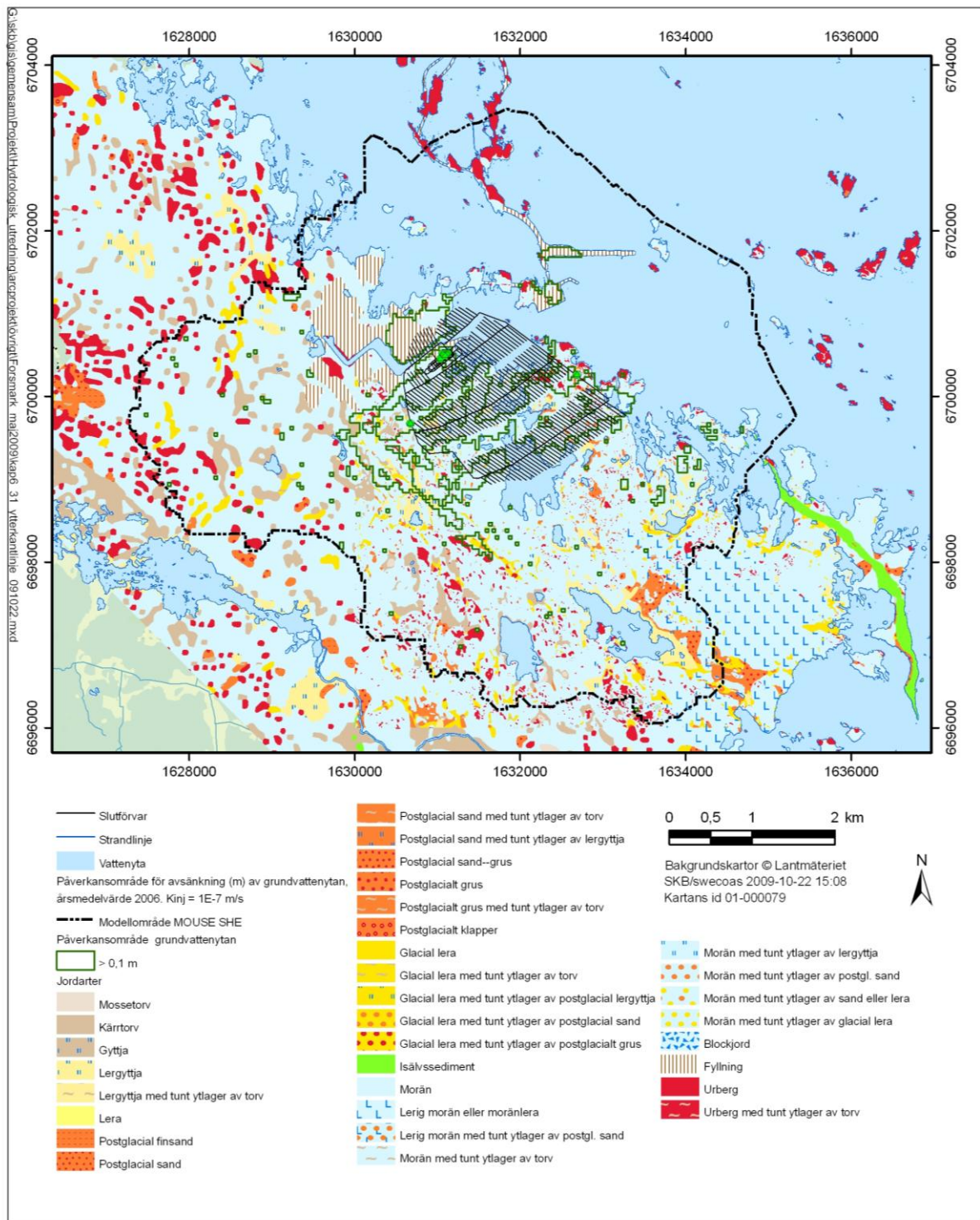
## 5.8 Effekter på mark- och vattenkemiska förhållanden

Som beskrivits i avsnitt 3.4.2, kan grundvattenbortledningens effekter i form av avsänkning av grundvattenytan även ge upphov till sekundära effekter, som innebär att markens redoxförhållanden förändras genom en ökad tillgång på syre. Detta kan i sin tur påverka omsättningen av kol och kväve i marken, främst i mark med högt innehåll av organiskt material och därmed högt innehåll av kol och kväve. Specifikt kan det ske en ökad bildning av växthusgasen koldioxid samt en ökad nitrifikation; den senare processen är försurande och kan även leda till ökad eutrofiering. En ökad tillgång på syre i marken kan också leda till ökad oxidation av till exempel sulfidmineral, vilket också är en försurande process och kan leda till en ökad frigörelse av spårämnen. Nitrifikation och oxidation av sulfidmineral är därmed processer som kan vara skadliga för vattenlevande organismer och växter på marken.

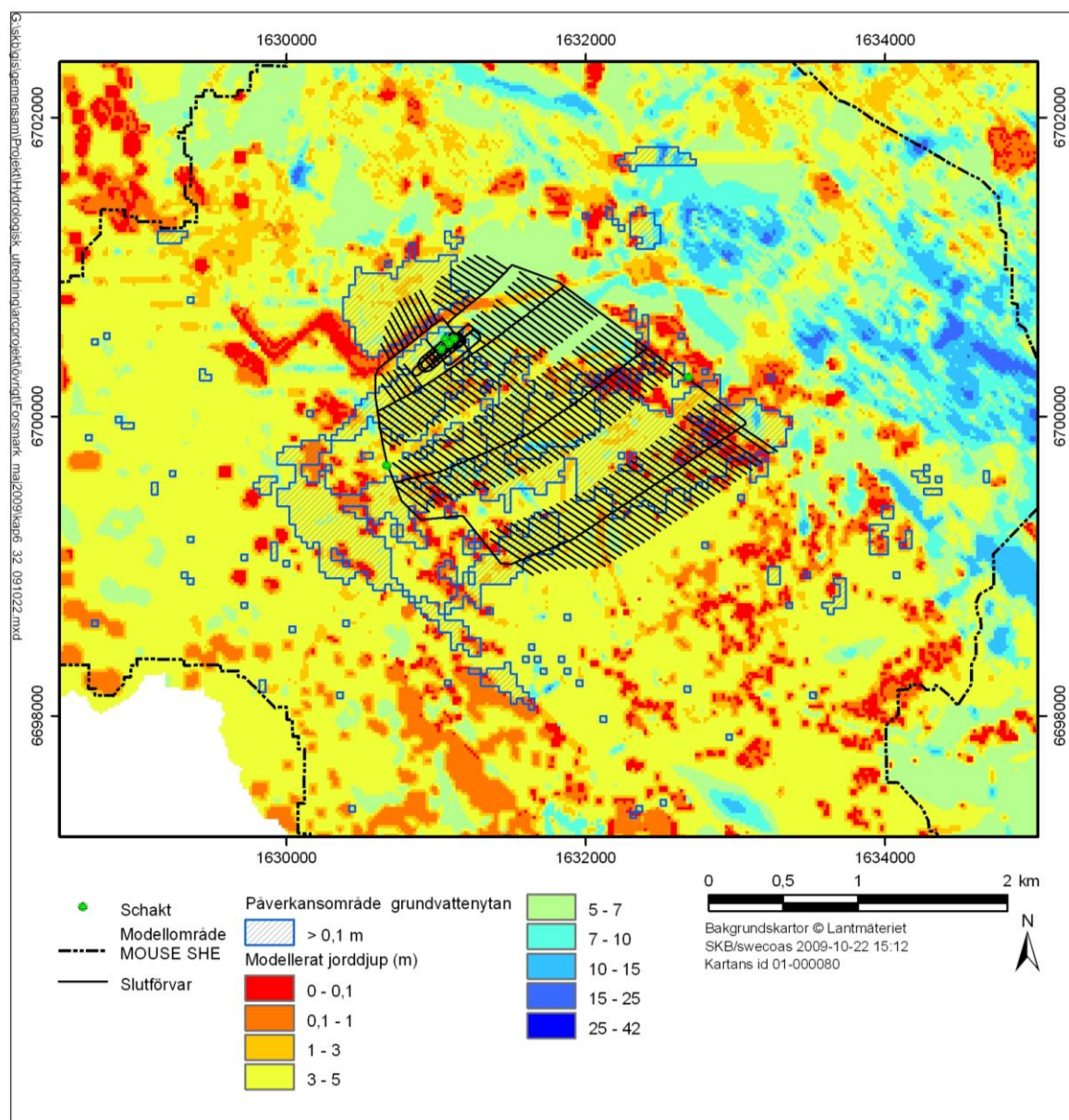
Enligt ovanstående, har ytorna och volymerna av jordar med höga halter av organiskt material (kol och kväve) och sulfidmineral stor inverkan på omfattningen av grundvattenbortledningens effekter på de mark- och vattenkemiska förhållandena; detta avser då jordtyper och -volymerna inom påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning. Baserat på denna slutsats, ger detta avsnitt en sammanfattande beskrivning av förekomsten av olika typer av jordar i Forsmarksområdet, och då specifikt inom det prognostiserade påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning, med fokus på de jordegenskaper som är relevanta för den aktuella frågeställningen.

Kvartärgeologiska undersökningar i Forsmarksområdet /Hedenström och Sohlenius 2008/ visar att halten av organiskt material är hög främst i torvjordarna och i de postglaciala lerorna (inklusive gyttjelera, leryttja och gyttja). Sulfidmineral förekommer främst i de postglaciala lerorna. Morän, glaciala leror samt postglaciala sand- och grusavlagringar i området har låga halter av kol, kväve och sulfidmineral. Sammantaget bedöms därför grundvattenbortledningen potentiellt kunna ge upphov till effekter på de mark- och vattenkemiska förhållandena främst vid en avsänkning av grundvattenytan inom områden med torv- och gyttjejordar.

Figureerna 5-18 och 5-19 visar kartor över den geografiska fördelningen av olika jordarter inom det regionala modellområdet i Forsmark /Hedenström och Sohlenius 2008/, samt jorddjup enligt jordlagermodellen för Forsmark /Hedenström et al. 2008/. I båda dessa kartor visas även gränserna för det MOUSE SHE-beräknade påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning (se Figureerna 4-5 och 4-6 i avsnitt 4.2.2 och Figur 5-7 i avsnitt 5.3.2). Som nämns i avsnitt 4.2.2, domineras Forsmarksområdet av morän och de kvartära avlagringarna är relativt tunna; enligt Figureerna 5-18 och 5-19 är påverkansområdet inget undantag från detta. Som indikeras i Figur 5-18, förekommer organiska jordarter (torv och gyttja) endast inom vissa begränsade områden, främst i anslutning till sjöar och våtmarker /Hedenström och Sohlenius 2008/.



**Figur 5-18.** Karta över jordarter i Forsmark /Hedenström och Sohlenius 2008/ samt påverkansområdet (heldragna gröna linjer) för grundvattentytans avsänkning (årsmedelvärde 2006), beräknat med MOUSE SHE-modellen för tätningsfallet  $K_{inj} = 10^{-7}$  m/s /Gustafsson et al. 2009a/. För att få viss orientering i bilden, visas även utformningen på slutförvarsanläggningens undermarksdel (jämför med Figur 2-1 och Figur 2-3).



**Figur 5-19.** Karta över jorddjup (m) enligt en modell som beskriver jordlagrens stratigrafi och mäktighet i Forsmark /Hedenström et al. 2008/ samt påverkansområdet (heldragna linjer) för grundvattenytans avsänkning (årsmedelvärde 2006), beräknat med MOUSE SHE-modellen för tätningsfallet  $K_{inj} = 10^{-7}$  m/s /Gustafsson et al. 2009a/. För att få viss orientering i bilden, visas även utformningen på slutförvarsanläggningens undermarksdel (jämför med Figur 2-1 och 2-3).

I Tabell 5-10 anges relativa andelar och absoluta ytor för torv- och gyttjejordar samt glaciala leror, dels inom det regionala modellområdet och dels ungefärliga uppgifter avseende det prognostiserade påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning. Enligt tabellen utgör dessa jordarter 16 % av den totala ytan inom landdelen av det regionala modellområdet, medan andelen är hälften så stor (7–8 %) inom påverkansområdet. Notera att klassen torv i tabellen avser områden med torvmäktigheter större än 0,5 m, medan klassen postglaciala och glaciala leror innehåller vissa mindre områden med tunnare torvlager. Notera även att postglaciala

och glaciala leror i regel underlagrar torven inom områden med torvmäktigheter större än 0,5 m.

Tabell 5-10 visar att det geografiskt begränsade påverkansområdet, kombinerat med en liten andel jordar med höga halter av kol, kväve och sulfidmineral, medför små totala ytor med förekomst av sådana jordarter. För att skatta volymerna av de aktuella jordarterna, kan den kvartärgeologiska djup- och stratigrafimodell som tagits fram för Forsmarksområdet /Hedenström et al. 2008/ nyttjas. Enligt borrhningar och andra typer av jordlagerundersökningar i Forsmark, har torv i området ett medeldjup på 0,4–1,4 m (beroende på markens höjd över havet) och gyttjelera 0,15 m. Detta medför att även de totala volymerna torv och gyttjelera blir små inom påverkansområdet: ungefär 24 500 m<sup>3</sup> torv (antagen medelmäktighet 1 m) och 40 000 m<sup>3</sup> gyttjelera. Notera att vid beräkningen av volymen gyttjelera i Tabell 5-10, har gyttjelagrets mäktighet inom områden med gyttjelera på jordartskartan ansatts till 0,5 m, vilket motsvarar ”karteringsdjupet” vid jordartskarteringen.

**Tabell 5-10. Jordartsfördelning inom det regionala modellområdet /Hedenström och Sohlenius 2008/ samt inom det prognostiserade påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning (se Figur 5-7 i avsnitt 5.3.2).**

| Jordart  | Inom landdelen av det regionala modellområdet (%) | Inom påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning (%) |
|--|---|---|
| Torv (mäktighet > 0,5 m)   | 8   | 1,5   |
| Postglaciala leror (inklusive gyttjelera, leryttja och gyttja, samt områden med tunna ytlager av torv) | 4   | 5   |
| Glaciala leror (inkl. områden med tunna ytlager av torv)   | 4   | 1   |

Små ytor och volymer torv- och gyttjeyordar inom påverkansområdet medför att grundvattenbortledningen endast bedöms kunna ge upphov till små och lokala effekter på de mark- och vattenkemiska förhållandena i Forsmarksområdet. Lokalt kan en avsänkning av grundvattenytan ge upphov till en ökad koldioxidavgång samt en ökad nitrifikation i områden med torv- och gyttjeyordar. Som ett jämförande exempel med avseende på koldioxidavgången, kan koldioxidavgången från en dikad torvmark vara i storleksordningen 1 kg / (m<sup>2</sup>·år), vilket ger 24–25 ton koldioxid per år med den totala torvmarksyta som anges i Tabell 5-10. Detta motsvarar det årliga utsläppet från 13–14 miljöbilar, med ett koldioxidutsläpp på 0,120 kg/km och som körs 1 500 mil/styck per år.

En avsänkning av grundvattenytan inom områden med gyttjeyordar kan potentiellt medföra en viss ökad oxidation av sulfidmineral. Det bör noteras att vattenkemisk provtagning och analys indikerar att bäckarna i Forsmarksområdet är påverkade av sulfidoxidation redan idag /Tröjbom et al. 2007/. Sulfidoxidation och även nitrifikation enligt ovan har en försurande effekt. Denna motverkas dock av den höga halten av kalciumkarbonat i moränen, vilket därmed motverkar en ökad frigörelse och transport av spårämnen. Lokalt kan en ökad sulfidoxidation dock påverka bäckar, vilket kan ge ökade halter av sulfat och järn.

Det bör noteras att de effekter som diskuteras i detta avsnitt främst observerats vid dikning av torv- och gyttjemarker, det vill säga vid direkta ingrepp i de ythydrologiska förhållandena /Nilsson 2009/. I det aktuella fallet innebär förekomsten av täta jordlager i

anslutning till områden med torv- och gyttjejordar att avsänkningen av grundvattenytan sannolikt blir begränsad i de områden där dessa specifika jordarter finns.



## 6 Beskrivning av vattenverksamhetens konsekvenser

Detta kapitel beskriver grundvattenbortledningens konsekvenser. Kapitlet är uppdelat på följande typer av konsekvenser:

- Konsekvenser för naturvärden (avsnitt 6.1)
- Konsekvenser för produktionsmark (avsnitt 6.2)
- Konsekvenser för befintlig vattenhantering och vattenverksamhet (avsnitt 6.3)
- Konsekvenser för byggnader och infrastruktur (avsnitt 6.4)

Metoder, arbetsgång och bedömningsgrunder är förstås olika för olika typer av konsekvenser; ovanstående lista innehåller flera typer av objekt, miljöer och tillhörande intressen (allmänna respektive enskilda). I avsnitten 6.1–4 nedan beskrivs de ”konsekvensspecifika” metoderna, arbetsgången och de bedömningsgrunder som tillämpats. En överblick över den generella metodiken visas i Figur 3-2 i avsnitt 3-1. Enligt denna metodik utgör prognoser av grundvattenbortledningens hydrogeologiska och hydrologiska effekter (kapitel 5) en viktig utgångspunkt för konsekvensbeskrivningarna. Specifikt avses då prognostiserad förändring av de hydrogeologiska och hydrologiska förhållandena vid de geografiska lägena för olika typer av ”påverkansobjekt”.

Detta innebär att de respektive avsnitten nedan inleds med en konsekvensspecifik genomgång av prognostiserade effekter på de hydrogeologiska och hydrologiska förhållandena. Olika ”hydroparametrar” är då relevanta, beroende på vilken typ av objekt som konsekvensbeskrivningen avser (se avsnitt 3.4). Det vill säga, vilken typ av effekt som är relevant att beakta i konsekvensbeskrivningen beror på vilken typ av konsekvens det är fråga om.

Ytterligare faktorer som ligger till grund för konsekvensbeskrivningarna är objektens känslighet och värde. Känslighet kan i detta sammanhang beskrivas som hur ett objekts funktion och/eller egenskaper förändras vid en viss förändring av de hydrogeologiska och/eller hydrologiska förhållandena. Vad gäller ett objekts värde, så innebär en stor hydrogeologisk eller hydrologisk förändring för ett objekt med ett litet värde en mindre konsekvens, jämfört med en lika stor effekt för ett objekt med ett stort värde, givet att de två objektens känslighet är lika.

### 6.1 Konsekvenser för naturvärden

/Hamrén och Collinder 2009/ redovisar metodik och resultat avseende ekologiska fältinventeringar och tillhörande klassning av naturvärden i Forsmark, med inriktning på sådana naturobjekt och naturvärden för vilka negativa konsekvenser kan uppstå till följd av grundvattenbortledningen. Beskrivningar av konsekvenser för naturvärden (naturobjekt och enskilda arter) presenteras i detalj av /Hamrén et al. 2009/. Det geografiska område som de undersökte sammanfaller i stort med det prognostiserade påverkansområdet för sänkningen av grundvattnets tryckhöjder i berg på nivån 50 m.u.h. (se avsnitt 5.3.1). Detta innebär att det område som undersöktes är avsevärt

mycket större än det prognostiserade påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning (avsnitt 5.3.2).

I nedanstående avsnitt sammanfattas beskrivningarna av grundvattenbortledningens konsekvenser för naturvärden i Forsmarksområdet. Dessa innefattar följande:

- Konsekvenser för ekologiska spridningssamband och helhetsområden (avsnitt 6.1.2).
- Konsekvenser för sjöar och bäckar (avsnitt 6.1.3).
- Konsekvenser för våtmarksobjekt (avsnitt 6.1.4).
- Konsekvenser för skogsobjekt (avsnitt 6.1.5). Observera att konsekvenser för skogens bonitet behandlas i avsnitt 6.2.1.
- Konsekvenser för rödlistade arter, fridlysta arter samt arter upptagna i Artskyddsförordningen (avsnitt 6.1.6).
- Konsekvenser för utpekade värdefulla och skyddade områden (avsnitt 6.1.7).
- Konsekvenser för marina miljöer (avsnitt 6.1.8).

### 6.1.1 Metodik för konsekvensbeskrivning avseende naturvärden

En beskrivning av en vattenverksamhets konsekvenser för naturvärden är av olika skäl fokuserad på värdefulla naturmiljöer och arter. En typisk orsak till att en naturmiljö eller art anses värdefull, är att den är ovanlig eller starkt minskande. Särskilt stora värden tillmäts naturmiljöer med lång kontinuitet, det vill säga naturmiljöer som är svåra att återskapa om de försvinner. En konsekvensbeskrivning för naturvärden brukar således vara inriktad på ”beslutsviktiga” naturmiljöer och arter, vilket innebär att konsekvenser för vanliga naturmiljöer och triviala arter endast brukar beskrivas mycket översiktligt.

Klassningen av naturvärden i Forsmarksområdet följer en fyrgradig skala, enligt en metodik som utarbetats av Naturvårdsverket /Hamrén och Collinder 2009/:

- Klass 1, nationellt värde. Notera att denna klass inte ska sammanblandas med utpekade riksintressen för naturvård enligt miljöbalken.
- Klass 2, regionalt värde.
- Klass 3, kommunalt värde.
- Klass 4, lokalt värde. Detta är en ”extra” klass som inte ingår i Naturvårdsverkets metodik.

Vid naturvärdesklassningen beaktas faktorer såsom naturtypens ovanlighet, naturobjektets storlek och kontinuitet samt dess ekologiska samband med intilliggande miljöer. Vidare beaktas förekomst av ekologiskt viktiga strukturer eller småmiljöer, rödlistade arter, Natura 2000-naturtyper (som inte ska sammanblandas med utpekade Natura 2000-områden) samt så kallade habitatarter (enligt EU:s Habitatdirektiv). För en mer detaljerad beskrivning av de bedömningsgrunder som använts vid naturvärdesklassningen, se /Hamrén och Collinder 2009/.

Som nämns i inledningen till detta kapitel, är objektens känslighet en annan viktig faktor som beaktas vid beskrivning av en vattenverksamhets konsekvenser. Klassningen av naturobjektens känslighet följer en femgradig skala. Denna skala används för att beskriva hur ett objekts funktion och/eller egenskaper förändras vid en viss storlek på förändringen av de hydrogeologiska och/eller hydrologiska förhållandena /Hamrén och Collinder 2009/:

- Klass 1, mycket stor känslighet. Exempel på denna känslighetsklass är gölar eller kärr utan underliggande täta sediment. I denna klass kan ekologiska konsekvenser uppstå vid en avsänkning av grundvattenytan som är mindre än 0,1 m.
- Klass 2, stor känslighet. Exempel på denna känslighetsklass är gölar eller kärr med underliggande täta sediment samt fuktiga skogsmarker. I denna klass kan ekologiska konsekvenser uppstå vid en avsänkning av grundvattenytan som är minst 0,1–0,3 m.
- Klass 3, känsligt. Exempel på denna känslighetsklass är fuktiga skogsmarker och strandängar. I denna klass kan ekologiska konsekvenser uppstå vid en avsänkning av grundvattenytan som är minst 0,3–1 m.
- Klass 4, mindre känsligt. Exempel på denna känslighetsklass är friska skogsmarker. I denna klass kan ekologiska konsekvenser uppstå vid en avsänkning av grundvattenytan som är minst 1–2 m.
- Klass 5, inte känsligt. Exempel på denna känslighetsklass är torra skogsmarker och havsstrandängar. I denna klass kan ekologiska konsekvenser inte uppstå vid en avsänkning av grundvattenytan.

Baserat på ovanstående faktorer (naturvärde och känslighet), används i nästa steg de prognostiserade hydrogeologiska och/eller hydrologiska effekterna av grundvattenbortledningen för att kunna beskriva de ekologiska konsekvenserna. Det bör observeras att det i Sverige i dagsläget inte finns något nationellt, enhetligt system för klassning av ekologiska konsekvenser. I enlighet med ett flertal liknande projekt, använde /Hamrén et al. 2009/ följande femgradiga skala i den aktuella klassningen av ekologiska konsekvenser:

- Klass 1, mycket stora konsekvenser. Denna konsekvensklass innebär utsläckande av något av de naturvärden som utgör värdegrunden för ett naturobjekt med nationellt värde (se ovan) eller för ett riksintresse för naturvärden.
- Klass 2, stora konsekvenser. Exempel på denna konsekvensklass är betydande förändringar av ett naturobjekt av regionalt värde, eller tydliga förändringar av värden som utgör värdegrunden för ett naturobjekt med nationellt värde eller motsvarande värdeklass, såsom utplånande av skyddsvärd art eller biotop.
- Klass 3, märkbara konsekvenser. Exempel på denna konsekvensklass är utsläckande av naturvärde för ett naturobjekt av kommunalt intresse, eller utsläckande av delar av naturvärdena för ett naturobjekt med regionalt värde.
- Klass 4, små konsekvenser. Exempel på denna konsekvensklass är utsläckande av naturvärden för naturobjekt med lokalt värde, eller begränsade förändringar av naturvärdena i naturobjekt med kommunalt värde.

- Klass 5, obetydliga konsekvenser. Exempel på denna konsekvensklass är mycket små eller marginella förändringar av naturvärdena i ett naturobjekt.

### 6.1.2 Konsekvenser för ekologiska spridningssamband och helhetsområden

Som framgår av avsnitt 4.4.2, ingår Forsmarksområdet i en region (från Hållnashalvön i norr till Väddö i söder) med likartade naturtyper. Vidare kan man inom själva Forsmarksområdet definiera ett helhetsområde med likartade naturmiljöer. Detta område sträcker sig från kärnkraftverket i norr ned till sjöarna Eckarfjärden och Kallrigafjärden i söder. Forsmarksområdet karaktäriseras främst av det stora antalet värdefulla våtmarker. Förutom att dessa våtmarker var för sig har stora naturvärden, förstärker de varandras värden; för många våtmarksarter behövs det ett nätverk av lämpliga miljöer för att arterna på sikt ska kunna fortleva. Generellt gäller att om en viss våtmark ”torkar ut”, finns det ändå möjlighet för en tillhörande våtmarksart att röra sig till andra våtmarker. På motsvarande sätt gäller att om en art dör ut i en våtmark, kan arten återkomma från andra våtmarker då förutsättningarna förbättrats. Den ”mosaikartade” geografiska fördelningen av våtmarker i Forsmarksområdet medför att dessa resonemang även gäller för detta område.

Spridningssambandet för gölgroda (se avsnitten 4.4.1–2) kan användas som illustration av ovanstående, dels därför att den är av speciellt intresse i området och dels för att den utgör ett exempel på en ”svårspriidd” art. I och med att gölgrodan har en så pass begränsad utbredning i landet (se avsnitt 4.4.1), är det viktigt att förhindra att dess utbredningsområde fragmenteras. Om avståndet till lämpliga livsmiljöer blir för stort (säg, större än 1–2 km), kan arten på sikt bli isolerad i små populationer; små populationer löper generellt en större risk för utdöende /Hamrén et al. 2009/.

En förändring av de hydrologiska förhållandena i en våtmark (kalkgöl) där gölgrodan förekommer, medför sämre betingelser för grodornas lek och livsmiljö. Vidare kan en avsänkning av grundvattenytan medföra torrare förhållanden i kringliggande områden, vilket också kan medföra en försämring av artens spridningsbetingelser. Man kan alltså konstatera att de gölar i Forsmarksområdet där gölgroda förekommer utgör ett viktigt ”spridningscentrum” för arten. Ovanstående gäller även för populationen av orkidén gulyxne och för de kalkgynnade marksvamparna i området, även om spridningsmekanismerna i sig förstås är annorlunda och till stora delar betydligt mindre kända /Hamrén et al. 2009/.

Sammantaget bedöms grundvattenbortledningen ur ett landskapsekologiskt perspektiv medföra mycket stora konsekvenser på helhetsområdet (se ovan), om inga åtgärder vidtas. Detta motiveras främst av att spridningsförutsättningarna kan komma att försämrats avsevärt för delpopulationerna av gölgroda och gulyxne. Även om dessa två arter tillhör de mest krävande, bör det noteras att grundvattenbortledningen kan medföra att även andra arter får försämrade spridningsmöjligheter i Forsmarksområdet.

### 6.1.3 Konsekvenser för sjöar och bäckar

Som beskrivits i avsnitten 5.6.1–2, har MOUSE SHE-modellen använts för att prognostisera grundvattenbortledningens effekter på vattennivån i de större sjöarna i området (Bolundsfjärden, Fiskarfjärden, Eckarfjärden och Gällsboträsket) samt bäckvattenföringen i ett antal punkter inom MOUSE SHE-modellens modellområde /Gustafsson et al. 2009a/. Dessa prognoser är viktiga underlag för att kunna bedöma grundvattenbortledningens ekologiska konsekvenser för sjöar och bäckar.

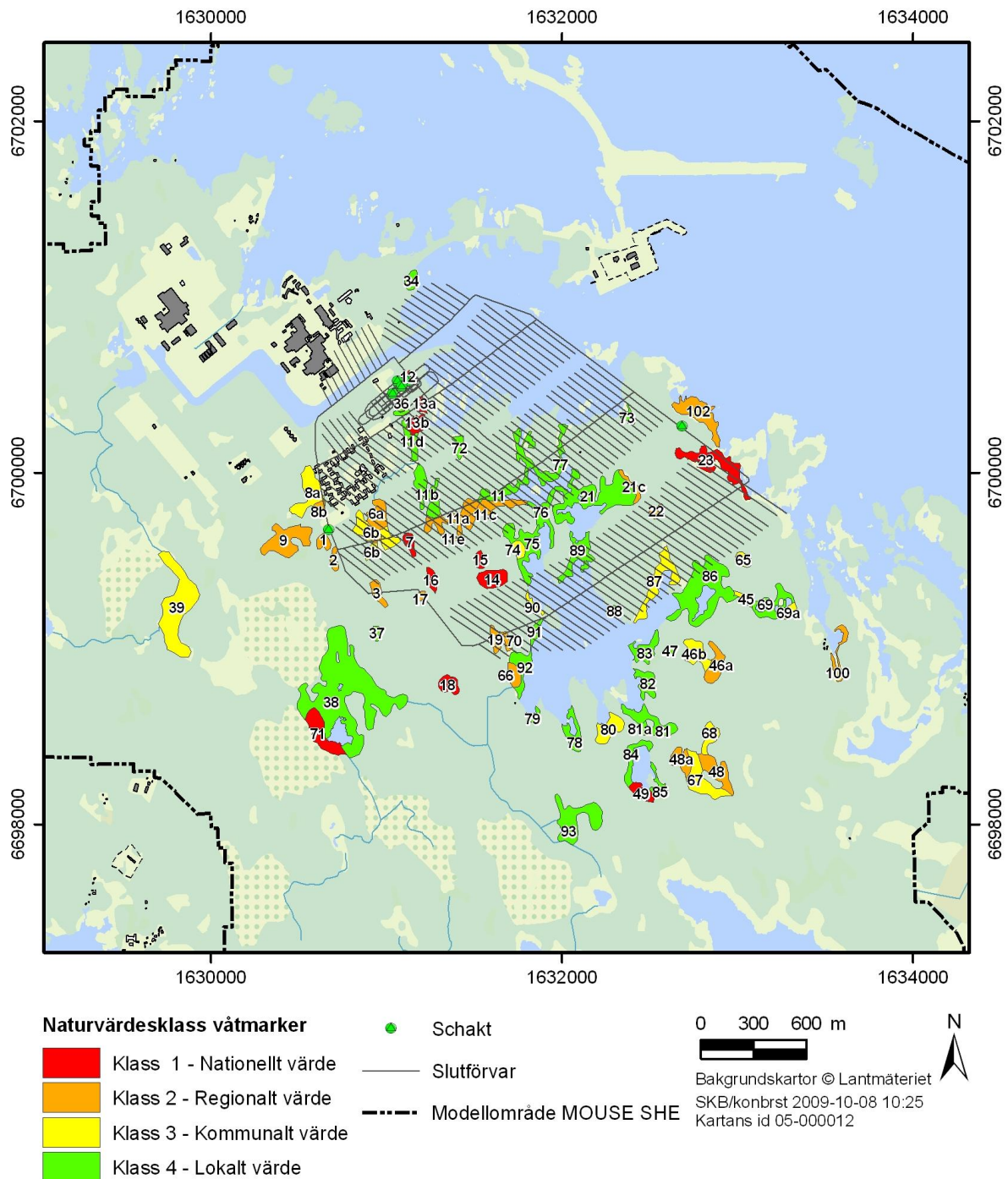
Enligt ovannämnda modellberäkningar ger grundvattenbortledningen upphov till en obetydlig sänkning av vattennivån i sjöarna Eckarfjärden och Fiskarfjärden. Enligt beräkningarna kan det uppstå en mycket begränsad sänkning på maximalt någon centimeter av medelvattennivån i sjöarna Gällsboträsket och Bolundsfjärden. Vidare bedöms grundvattenbortledningen ge upphov till en reducering på upp till maximalt 8 % av det under året ackumulerade bäckinflödet till Bolundsfjärden; effekterna på vattenföringen i de andra studerade bäckarna bedöms bli marginella. Grundvattenbortledningens mycket begränsade effekt på Bolundsfjärdens nivå och det faktum att inga naturvärden är associerade med bäckarna i området /Hamrén och Collinder 2009/, medför att bortledningen inte bedöms ge upphov till några negativa ekologiska konsekvenser för sjöarna eller bäckarna i Forsmark.

#### **6.1.4 Konsekvenser för våtmarksobjekt**

##### ***Identifiering och naturvärdesklassning av våtmarksobjekt***

Totalt har 74 våtmarksobjekt identifierats och naturvärdesklassats inom det område som undersöktes av /Hamrén och Collinder 2009/; det undersökta området framgår av Figur 4-10 i avsnitt 4.4.5. Våtmarksobjekten är förtecknade i Bilaga 1, och deras lägen och bedömda naturvärden visas i översiktskartan i Figur 6-1. Fyra våtmarksobjekt (12, 13a, 13b och 36; se Figur 6-1) kommer att fyllas igen i samband med anläggandet av driftområdet för slutförvarsanläggningen /SKB 2009d/, vilket medför att konsekvensbedömningen i detta avsnitt omfattar sammanlagt 70 våtmarksobjekt. De ekologiska konsekvenserna av igenfyllnaden av gölarna inom driftområdet beskrivs i /Hamrén et al. 2009, Werner et al. 2009a/, inklusive beskrivning av tillhörande åtgärder.

Av de 70 våtmarksobjekt som beaktas här, är 29 stycken naturvärdesklassade som klass 1 (nationellt värde; åtta objekt) och klass 2 (regionalt värde; 21 objekt). Av resterande 41 objekt är 13 stycken naturvärdesklassade som klass 3 (kommunalt värde) och 28 stycken som klass 4 (lokalt värde). I samband med den ekologiska fältinventeringen, identifierade /Hamrén och Collinder 2009/ även några våtmarker som endast innehåller triviala arter; dessa våtmarker har inte några speciella naturvärden och återges därför inte i Figur 6-1. Observera att i ett flertal fall utgör separata våtmarksobjekt med olika naturvärdesklasser ett geografiskt sammanhängande våtmarksområde. Antalet våtmarksobjekt är alltså inte samma sak som antalet våtmarker eller våtmarksområden, eftersom de senare kan bestå av delområden som i /Hamrén och Collinder 2009/ definierats som våtmarksobjekt med olika naturvärden.



**Figur 6-1.** Identifierade och naturvärdesklassade våtmarksobjekt i Forsmark /Hamrén och Collinder 2009/.

### Hydrogeologiska och hydrologiska effekter i anslutning till våtmarksobjekten

Som framgår av avsnitten 4.4.2 och 4.4.6, är de höga naturvärdena i Forsmarksområdets våtmarker (kalkgölar och rikkärr) knutna till arter som är beroende av blöta eller fuktiga förhållanden. Detta innebär att en konsekvensbeskrivning avseende områdets våtmarker lämpligen utgår från prognostiserade förändringar av de hydrogeologiska (grundvattenytans läge) och de hydrologiska (tillgången på ytvatten) förhållandena i

anslutning till våtmarkerna. Som underlag för att bedöma konsekvenserna för de enligt ovanstående identifierade och naturvärdesklassade våtmarksobjekten, har därför följande aspekter beaktats:

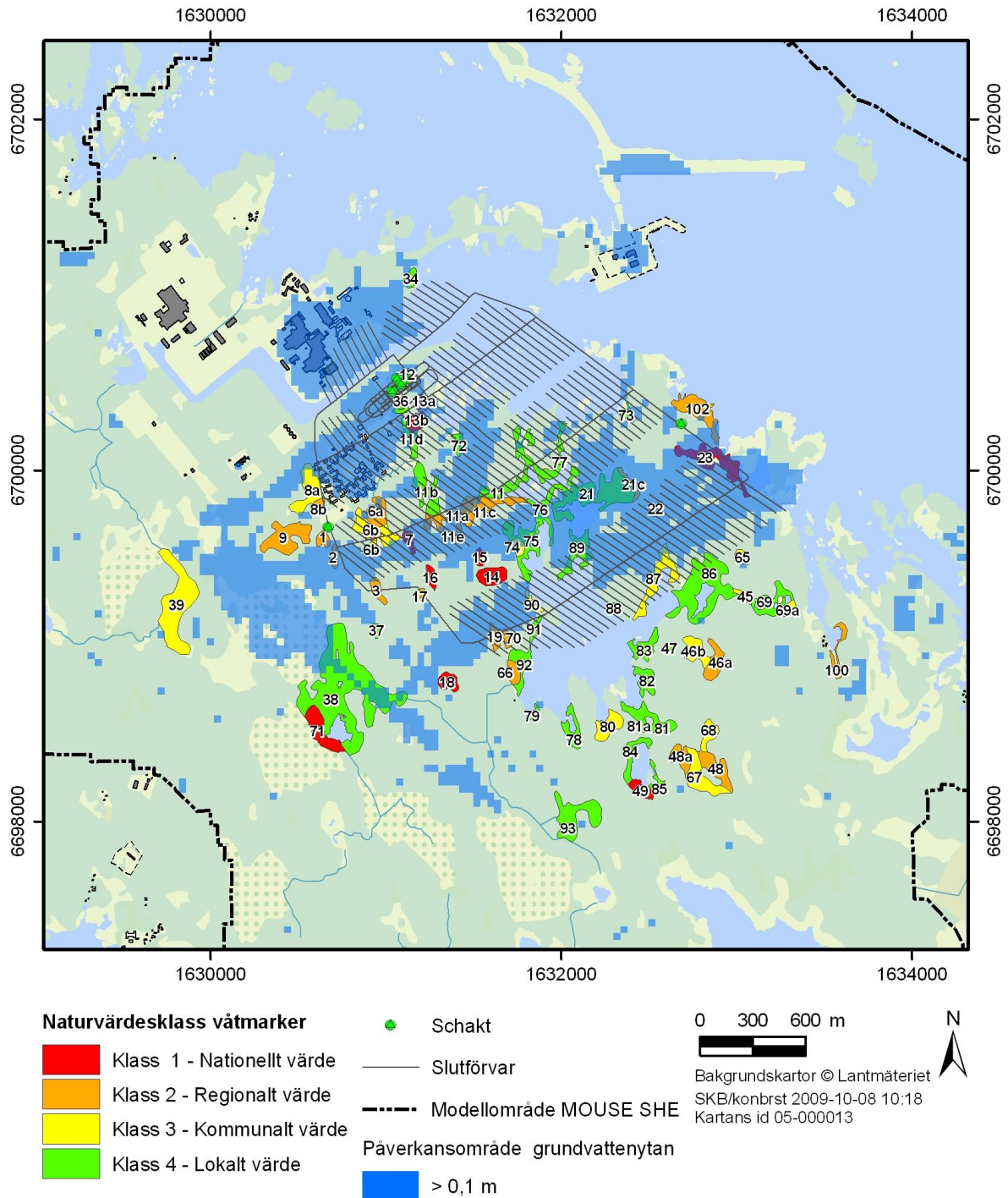
- Våtmarksobjektens geografiska lägen i förhållande till det prognostiserade påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning.
- Grundvattenavsänkningens effekter på våtmarkernas vattenomsättning.
- Jordlagrens stratigrafi i anslutning till våtmarksobjekten.

Vardera av dessa aspekter presenteras och diskuteras i nedanstående avsnitt.

### ***Våtmarksobjektens geografiska lägen i förhållande till prognostiserat påverkansområde för grundvattenytans avsänkning***

Detta avsnitt behandlar våtmarksobjektens lägen i förhållande till påverkansområdet för den MOUSE SHE-beräknade avsänkning av grundvattenytan. Anledningen är att avsänkning av grundvattenytan har inverkan på det yttnära vattensystem som växter och djur inom och kring våtmarkerna är beroende av. Figur 6-2 visar våtmarksobjektens geografiska lägen i förhållande till det modellberäknade påverkansområdet (de blåfärgade områdena i kartan), baserat på årsmedelvärden för år 2006 och beräknat för tätningsfallet  $K_{inj} = 10^{-7}$  m/s ("sämsta" tätningsfallet; se avsnitt 2.3). I kartan är påverkansområdet definierat så att avsänkning av grundvattenytan är 0,1 m (som årsmedelvärde) vid påverkansområdets gräns.

Som framgår vid en närmare studie av Figur 6-2, är drygt 30 av de identifierade och naturvärdesklassade våtmarksobjekten helt eller delvis belägna inom det prognostiserade påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning. Av de åtta högst naturvärdesklassade våtmarksobjekten, det vill säga klass 1, nationellt värde (objekt 7, 14–16, 18, 23, 49 och 71), är de fyra objekten 7, 15, 18 och 23 belägna helt eller delvis innanför påverkansområdet. Enligt Figur 6-2 är objekten 14 och 16 belägna i nära anslutning till påverkansområdet. Av de 21 våtmarksobjekt som är naturvärdesklassade som klass 2, regionalt värde (1–3, 6a, 6c, 8b, 9, 11a, 11c, 11e, 17, 19, 21c, 22, 46a, 48 och 48a, 66, 70, 100 och 102) är tolv stycken (1–3, 6a, 11a, 11c, 11e, 19, 21c, 22, 70 och 102) belägna helt eller delvis innanför påverkansområdet.



**Figur 6-2.** Översiktskarta som visar prognostiserat påverkansområde för grundvattenytans avsänkning samt geografiska lägen för identifierade och naturvärdesklassade våtmarksobjekt (jämför Figur 6-1). Avsänkningen är beräknad med MOUSE SHE, och avser årsmedelvärden för år 2006 och tätningsfallet  $K_{inj} = 10^{-7}$  m/s.

### ***Avsänkning av grundvattenyta och ytvattennivå***

Tabell 6-1 sammanfattar den MOUSE SHE-beräknade avsänkningen av grundvattenytan i anslutning till de identifierade och naturvärdesklassade



våtmarksobjekten /Mårtensson et al. 2009/, baserat på tätningsfallet  $K_{inj} = 10^{-7}$  m/s. Resultaten redovisas både för år 2006 och för det definierade normalåret (se avsnitt 5.7.4). Sett till samtliga våtmarksobjekt, är grundvattenytan för opåverkade förhållanden enligt MOUSE SHE-modelleringen belägen i genomsnitt ungefär en halv meter under markytan. För påverkade förhållanden (med ett förvar) är medelavsänkningen för samtliga våtmarksobjekt 0,2–0,3 m, medan medelavsänkningen är betydligt större (2–3 m) för de våtmarksobjekt som helt är belägna inom påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning. Det bör observeras att det som redovisas i tabellen är medelvärden för många objekt, vilket innebär att den modellberäknade avsänkningen för vissa enskilda våtmarksobjekt är större än vad som anges i tabellen. Vidare baseras tabellen på objektspecifika medelvärden, vilket betyder att en stor lokal avsänkning (inom en del av ett objekt) delvis kan ”kompenseras” av en liten prognostiserad avsänkning inom övriga delar av objektet.

Den största medelavsänkningen av grundvattenytan (en avsänkning på mellan 0,5 och 5 m som årsmedelvärde för år 2006) uppstår enligt modellberäkningarna inom objekten 2, 7, 11e, 21, 21c, 22, 23, 89 och 102. Avsänkningen är någon decimeter för objekten 11, 11a, 19, 74, 75, 90 och 102. Medelavsänkningen för övriga våtmarksobjekt är i stort sett noll. Av våtmarksobjekten med högst naturvärden (nationellt eller regionalt värde), prognostiserar MOUSE SHE-modellen en avsänkning (årsmedelvärde för år 2006) som blir 0,5 m eller mer för sju våtmarksobjekt (2, 7, 11e, 21c, 22, 23 och 102). Av dessa är objekt 7 och 23 naturvärdesklassade som nationella värden. Sammantaget visar därmed resultaten att åtgärder kan behövas för att upprätthålla grundvattenytan och/eller ytvattennivån inom ett antal våtmarksobjekt med höga naturvärden. Sådana åtgärder beskrivs närmare i avsnitt 7.2.

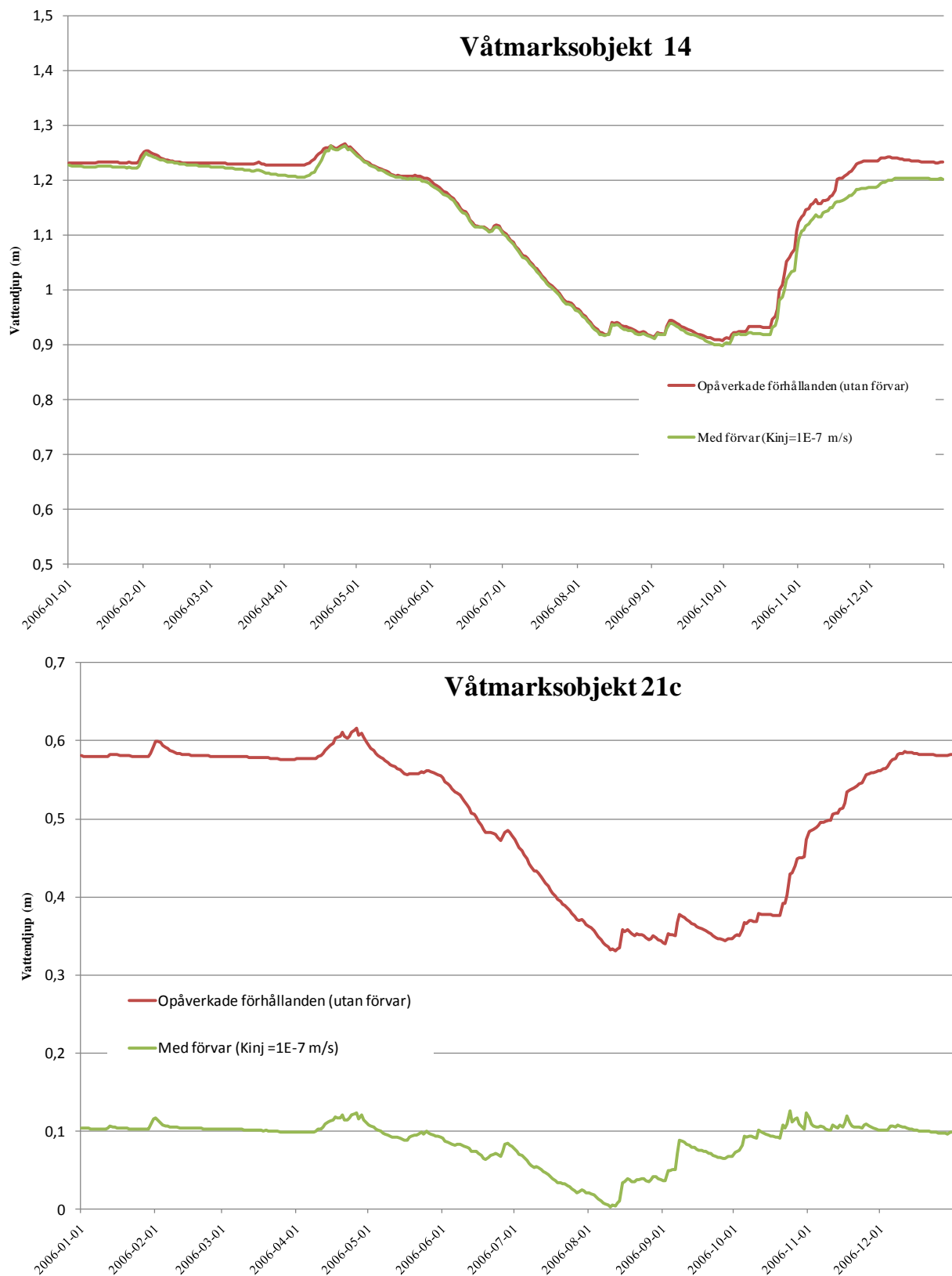
**Tabell 6-1. MOUSE SHE-beräknade medelvärden för grundvattenytans avsänkning för samtliga våtmarksobjekt, samt för våtmarksobjekt belägna helt eller delvis inom det prognostiserade påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning /Mårtensson et al. 2009/. Beräkningarna avser ett hypotetiskt fall med hela förvaret öppet samtidigt och tätningsfallet  $K_{inj} = 10^{-7}$  m/s.**

|   | År 2006  |  | Normalår   |  |
|---|--|--|--|--|
|   | Djup till grundvattenytan (m.u.my.), opåverkade förhållanden | Avsänkning (m), påverkade förhållanden | Djup till grundvattenytan (m.u.my.), opåverkade förhållanden | Avsänkning (m), påverkade förhållanden |
| Samtliga våtmarksobjekt                             | 0,4  | 0,3                                    | 0,3  | 0,2                                    |
| Våtmarksobjekt belägna helt inom påverkansområdet   | 0,6  | 2,7                                    | 0,5  | 1,8                                    |
| Våtmarksobjekt belägna delvis inom påverkansområdet | 0,5  | 0,2                                    | 0,3  | 0,1                                    |

/Mårtensson et al. 2009/ redovisar även sänkningen av ytvattennivån inom ett urval på 14 våtmarksobjekt. De som valts ut (6a, 11, 11a, 11b, 11c, 14-18, 21, 22, 49 och 71) är utvalda för att de har höga naturvärden (se Bilaga 1) och/eller för att de är belägna i olika lägen i förhållande till påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning (se Figur 6-2). De utvalda objekten ger därför en bild av grundvattenbortledningens effekter på ytvattennivån i områden som är belägna på olika avstånd från påverkansområdet.

Enligt de resultat som redovisas i /Mårtensson et al. 2009/, har våtmarkerna generellt små ytvattendjup även för opåverkade förhållanden (utan förvar); med undantag för objekt 14 och 49, med ytvattendjup som enligt modellen är drygt 1 m, är de flesta våtmarksobjekten grunda (i genomsnitt mindre än 1 m). Resultaten indikerar vidare att många våtmarker i Forsmark torkar ut periodvis även för opåverkade förhållanden, specifikt under kortare perioder på sommarhalvåret.

För de flesta av de analyserade våtmarksobjekten, minskar enligt MOUSE SHE-beräkningarna ytvattendjupet som årsmedelvärde med en eller ett par centimeter (se exempel i den övre bilden i Figur 6-3). En större minskning, i storleksordningen 0,5 m, kan noteras för objekt 21c. Enligt den nedre bilden i Figur 6-3, är ytvattendjupet litet i denna våtmark för påverkade förhållanden (med ett förvar) under hela året, och våtmarken är helt torr en kort period under den senare delen av sommaren. Med några undantag, visar modelleringsresultaten att grundvattenbortledningens effekter på de studerade våtmarkernas (gölarnas) ytvattennivå är relativt små. Generellt kan de största effekterna noteras under torrperioder. Detta kan tolkas som att en ytnära grundvattenyta ”buffrar” och upprätthåller ytvattennivån under torrperioder. Denna buffrande inverkan försvagas eller försvinner helt om grundvattenytan är avsänkt och därmed belägen på ett större djup under markytan. Resultaten visar att en konstant och stor avsänkning av grundvattenytan i anslutning till en våtmark inte behöver innebära en konstant och stor minskning av tillgången på ytvatten. Denna slutsats är viktig i sammanhanget, eftersom tillgången på ytvatten, som nämnts tidigare, är en viktig faktor för till exempel gölgröda.



**Figur 6-3.** Två exempel på MOUSE SHE-beräknade tidsserier (år 2006) på ytvattendjupet inom våtmarksobjekt 14 (övre bilden) och 21c (nedre bilden), för opåverkade förhållanden (utan förvar) och med ett förvar. I beräkningarna som inkluderar förvaret antas  $K_{inj} = 10^{-7}$  m/s.

## *Inverkan på våtmarkernas vattenomsättning*

/Mårtensson et al. 2009/ genomförde en studie med MOUSE SHE-modellen, i syfte att få fram en bild av i vilken omfattning och hur våtmarkernas vattenomsättning kan komma att påverkas av en sänkning av grundvattnets tryckhöjder i berg och en avsänkning av grundvattenytan. Studien bidrar även till en övergripande förståelse för hur grundvattenflöden på olika djup och i olika delar av Forsmarksområdet förändras, både inom och utanför påverkansområdet för grundvattenytans prognostiserade avsänkning.

Den metodik som använts (så kallad partikelspårning) innebär att ”märkta partiklar” släpps i MOUSE SHE-modellen och sedan tillåts följa grundvattnets flödesvägar. Genom att registrera de märkta partiklarnas rörelser och var de kommer fram till olika plan eller objekt i modellen, kan man få en bild av grundvattnets flödesmönster både för situationerna utan och med ett förvar, partikelspårningen har alltså gjorts både för opåverkade förhållanden (utan förvar) och med ett förvar. I båda fallen avser beräkningarna år 2006. Beräkningarna med ett förvar utfördes för tätningsfallet  $K_{inj} = 10^{-7}$  m/s.

Partikelspårningen utfördes genom att släppa partiklar nära markytan inom hela MOUSE SHE-modellens modellområde, i takt med infiltrationen. När beräkningarna var klara, räknades antalet partiklar som under året via grundvattenflöde nått fram till respektive våtmarksobjekt (specifikt till det översta beräkningslagret), dels under opåverkade förhållanden och dels under påverkade förhållanden. På så sätt kan man få ett kvantitativt mått på hur stor förändring av grundvattenflödet till våtmarkerna som grundvattenbortledningen ger upphov till.

Analyserna visar att den (relativa) förändringen av grundvattenflödet till en viss våtmark är starkt beroende på dess geografiska läge i förhållande till påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning. Sett till samtliga våtmarksobjekt inom det område som undersöktes av /Hamrén och Collinder 2009/, minskar enligt MOUSE SHE-beräkningarna grundvattenflödet med i storleksordningen 10 %. De största förändringarna kan noteras för objekten 2, 7, 21, 21c, 22 och 73, med relativa förändringar mellan 50 % och nästan 100 % (det vill säga, inflödet av grundvatten upphör nästan helt). För de våtmarksobjekt som helt eller delvis är belägna innanför påverkansområdet, minskar grundvattenflödet med i medel ca 25 %. För de våtmarksobjekt som är belägna inom 50–100 m från påverkansområdets gräns, är minskningen i storleksordningen 5 %. För övriga objekt är minskningarna marginella (0,5–2 %) /Mårtensson et al. 2009/.

Ett andra beräkningsfall genomfördes av /Mårtensson et al. 2009/ för att ytterligare undersöka grundvattenbortledningens inverkan på grundvattnets flödesvägar i anslutning till våtmarkerna. I detta beräkningsfall släpptes partiklar inom hela den mättade zonen, i både jord och berg, inom hela MOUSE SHE-modellens modellområde. Resultaten av dessa beräkningar visar att bortledningen ger upphov till nedåtriktade hydrauliska gradienter i berget, vilket generellt innebär djupare (och längre) flödesvägar för grundvattnet. Enligt MOUSE SHE-beräkningarna består därför det grundvatten som flödar mot våtmarksobjekten av en mindre (eller ingen) andel grundvatten som mellan in- och utströmning passerat berget. Det bör dock noteras att även för opåverkade förhållanden, visar beräkningarna att endast en liten andel av det grundvatten som flödar in i våtmarkerna under sin flödesväg har passerat berget.

För ett urval objekt användes även MOUSE SHE-modellen för att studera förändringarna av ytavrinningen till objekten /Mårtensson et al. 2009/. Resultaten visar endast på små förändringar av ytavrinningen, även för våtmarksobjekt belägna inom påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning. Detta kan vara en delförklaring till att grundvattenbortledningen tycks ha små effekter på våtmarkernas (gölarnas) ytvattennivå (se Figur 6-3 och tillhörande text). Om ytavrinningen endast påverkas marginellt av grundvattenbortledningen, och delar av det vatten som finns i en göl tillförs via ytavrinning, kan sammantaget innebära att grundvattenbortledningen endast får liten inverkan på gölens ytvattennivå.

MOUSE SHE-studien visar alltså att i termer av mängden tillflödande grundvatten, har grundvattenbortledningen störst inverkan på grundvattenflödet till de våtmarksobjekt som är belägna inom eller i anslutning till påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning. Inverkan på mängden tillflödande grundvatten är avsevärt mindre för våtmarksobjekt som är belägna utanför påverkansområdet. Inom påverkansområdet för sänkningen av tryckhöjderna i berget, innebär grundvattenbortledningen att grundvattnet generellt följer djupare flödesvägar. Denna förändring av grundvattnets flödesvägar medför dock endast små effekter på mängden tillflödande grundvatten till våtmarksobjekten. Detta beror på att även för opåverkade förhållanden, består endast en liten andel av det grundvatten som flödar till våtmarkerna av grundvatten som mellan in- och utströmning passerat berget. Den ytterligare minskade andelen ”berggrundvatten”, som kan uppstå under påverkade förhållanden, bedöms i sig heller inte medföra några negativa konsekvenser för våtmarksobjektens vattenkvalitet.

I syfte att söka klargöra avsänkningens inverkan på våtmarkernas vattenbalans, redovisar /Mårtensson et al. 2009/ vattenbalanser för ett urval på 14 stycken våtmarksobjekt. Urvalet omfattar samma objekt som för vilka sänkningen av ytvattennivån analyserats ovan. Som väntat, visar analysen att förvaret har större inverkan på vattenbalansen för de våtmarksobjekt som är belägna inom eller nära påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning. Ingen inverkan kan ses i resultaten för de våtmarksobjekt som är belägna utanför påverkansområdet. Resultaten från studien illustrerar dock det faktum att grundvattenytans avsänkning inom ett visst objekt (till exempel en våtmark) inte ger all nödvändig information för att beskriva de ekologiska konsekvenserna för objektet. Vattenomsättningen (vattenbalansen) påverkas av förändringar som sker inom objektets avrinningsområde, det vill säga även utanför själva objektet.

Analysen visar att i de fall där vattenbalansen påverkas, sker detta framförallt i form av minskade nettotillflöden av grundvatten och minskade nettoutflöden av ytvatten. Detta kan tolkas som att minskade tillflöden kompenseras av minskade utflöden. Under opåverkade förhållanden skulle detta innebära att det under delar av året uppstår ett överskott på ytvatten som avrinner från våtmarkerna. En avsänkning av grundvattenytan i anslutning till våtmarken, och som innebär att tillflödet av grundvatten minskar, leder då till en minskning av detta ytvattenöverskott och därmed till en minskad ytvattenavrinning. Inom exempelvis våtmarksobjekt 21c, ger grundvattenbortledningen enligt MOUSE SHE-beräkningarna upphov till en relativt stor avsänkning av grundvattenytan och ett minskat ytvattendjup (se ovan). För detta objekt kan man i vattenbalansen notera att delar av det vatten som avrinner som ytvatten under opåverkade förhållanden istället infiltrerar genom markytan /Mårtensson et al. 2009/.

### *Kvartärgeologiska förhållanden i anslutning till våtmarkerna*

De kvartärgeologiska förhållandena i anslutning till de naturvärdesklassade våtmarkerna kan vara av viss betydelse för effekter och konsekvenser vid en sänkning av grundvattnets tryckhöjder i berg. Specifikt kan ett lågkonduktivt jordlager under en våtmark innebära att två lokala grundvattensystem förekommer i jordlagren; en öppen akvifer med en fri grundvattenyta ovan och en sluten eller läckande akvifer under det lågkonduktiva jordlagret. Ett lågkonduktivt jordlager under en våtmark kan därmed fungera som ett slags barriär, som minskar eller förhindrar en avsänkning av den fria grundvattenytan. Med andra ord kan barriären innebära att en sänkning av grundvattnets tryckhöjd under det lågkonduktiva jordlagret endast medför en begränsad eller ingen avsänkning av grundvattenytan ovanför lagret, det vill säga det vatten som ingår i det vattensystem som växter och djur är beroende av.

Som nämnts i avsnitt 4.2.2, har en konceptuell jordlagermodell tagits fram för Forsmarksområdet /Hedenström och Sohlenius 2008/. Enligt denna modell förekommer glaciallera under många våtmarker i området. Glaciallera har generellt en mycket låg vattengenomsläpplighet, och skulle således kunna utgöra en barriär mot en avsänkning av grundvattenytan, i det fall grundvattnets tryckhöjd sänks under glacialleran. Det bör dock påpekas att det även kan finnas relativt täta postglaciala sediment ovan moränen på vissa ställen, även i områden där det inte finns glaciallera.

För att stämma av hur väl den konceptuella jordlagermodellen överensstämmer med lagerföljden under de våtmarker (kalkgölar och rikkärr) som identifierats och naturvärdesklassats, sammanställde /Sohlenius och Hedenström 2009/ befintlig information om jordlagerföljder och genomförde kompletterande så kallad sticksondering i 20 våtmarksobjekt. De våtmarksobjekt som valdes ut för den kompletterande sonderingen är de med högst naturvärden, som är placerade inom eller i anslutning till det prognostiserade påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning, och/eller bedöms vara kvartärgeologiskt viktiga att undersöka eftersom de inte undersökts tidigare.

Enligt den genomförda sonderingen överensstämmer de undersökta våtmarkernas jordlagerföljd generellt väl med den konceptuella jordlagermodellen för Forsmarksområdet. Glaciallera konstaterades i minst en sonderingspunkt i 15 av de 20 undersökta våtmarkerna. Överensstämmande resultat har även erhållits vid rödrivning för installation av grundvatten- och pegelrör i våtmarksobjekten 7, 8, 14, 16, 18 och 23 /Werner et al. 2009/. Vid sonderingen (förlängningsbar sond och så kallad ryssborr användes) var det dock i regel svårt att penetrera det lager med postglacial sand/grus som ofta förekommer ovan glacialleran. Detta innebär att förekomst av glaciallera inte alltid har kunnat bekräftas, även om det sannolikt finns under sand/gruslagret.

I denna rapport har jordartskartan över Forsmarksområdet (Figur 4-5) och kunskap om stratigrafin i andra, liknande våtmarker i Forsmark /Hedenström och Sohlenius 2008, Sohlenius och Hedenström 2009/ använts som underlag för att bedöma jordlagerföljden även i våtmarker som inte undersökts. Våtmarker som inte undersökts omfattar främst de med lägre naturvärden och de som är belägna i mer perifera delar av Forsmarksområdet. Sammantaget bedöms ungefär hälften av de identifierade och naturvärdesklassade våtmarksobjekten helt eller till största delen sakna lågkonduktiv glaciallera ovan moränen. För övriga våtmarker bedöms glaciallera överlagra moränen helt eller under största delen av våtmarken. Med andra ord finns det våtmarker där glaciallera förekommer endast ställvis under våtmarken. En slutsats som kan dras från

de genomförda sonderingarna, är att i många av de våtmarker som består av en kalkgöl omgiven av ett rikkärr, har glaciallera påträffats under gölen medan torv eller postglacial lera direkt överlagrar moränen inom rikkärret.

Av de högst naturvärdesklassade våtmarksobjekten, det vill säga klass 1, nationellt värde (7, 14–16, 18, 23, 49 och 71), saknas enligt de genomförda sonderingarna glaciallera i jordlagerföljden för fyra objekt (våtmarksobjekt 7, 14, 15 och 23). Dessa objekt saknar därmed den barriär som diskuteras ovan. Sannolikt saknas glaciallera även under delar av våtmarksobjekt 16. Av de tolv våtmarksobjekt som är naturvärdesklassade som klass 2, regionalt värde (6a, 8b, 9, 11c, 21c, 22, 48, 68, 70, 80, 100, 102) saknas enligt fältundersökningarna och ovannämnda bedömningar glaciallera i jordlagerföljden för tre objekt (våtmarksobjekt 11c, 70, 102).

### **Sammanfattande bedömning av de ekologiska konsekvenserna för våtmarksobjekt**

/Hamrén et al. 2009/ ger detaljerade beskrivningar av grundvattenbortledningens ekologiska konsekvenser för våtmarksobjekt i Forsmark. Dessa beskrivningar baseras på genomförda fältinventeringar och de prognoser av grundvattenbortledningens hydrogeologiska och hydrologiska effekter som beskrivs ovan. De flesta av de växtarter (mossor, halvgräs och kärlväxter) som bygger upp växtligheten i våtmarkerna och har dessa som livsmiljö, samt djurarter såsom grodor och vattenlevande insekter, är helt beroende av blöta och/eller fuktiga förhållanden. För dessa arter och deras livsmiljöer skulle därför även en mindre avsänkning av grundvattenytan i kombination med ett minskat inflöde av grundvatten medföra negativa konsekvenser; en långvarig avsänkning av grundvattenytan (några år eller mer) kan innebära att naturvärdena i våtmarkerna utplånas, om inga åtgärder vidtas.

Som nämnts tidigare, är fyra av de åtta högst naturvärdesklassade våtmarksobjekten (klass 1, nationellt värde; objekt 7, 15, 18 och 23) belägna helt eller delvis inom påverkansområdet (med en gräns för avsänkningen på 0,1 m) för grundvattenytans avsänkning. Av dessa är våtmarksobjekt 7 och 23 belägna helt inom det prognostiserade påverkansområdet (se Figur 6-2). Våtmarksobjekt 7, 15 och 23 bedöms sakna glaciallera i den underliggande stratigrafien.

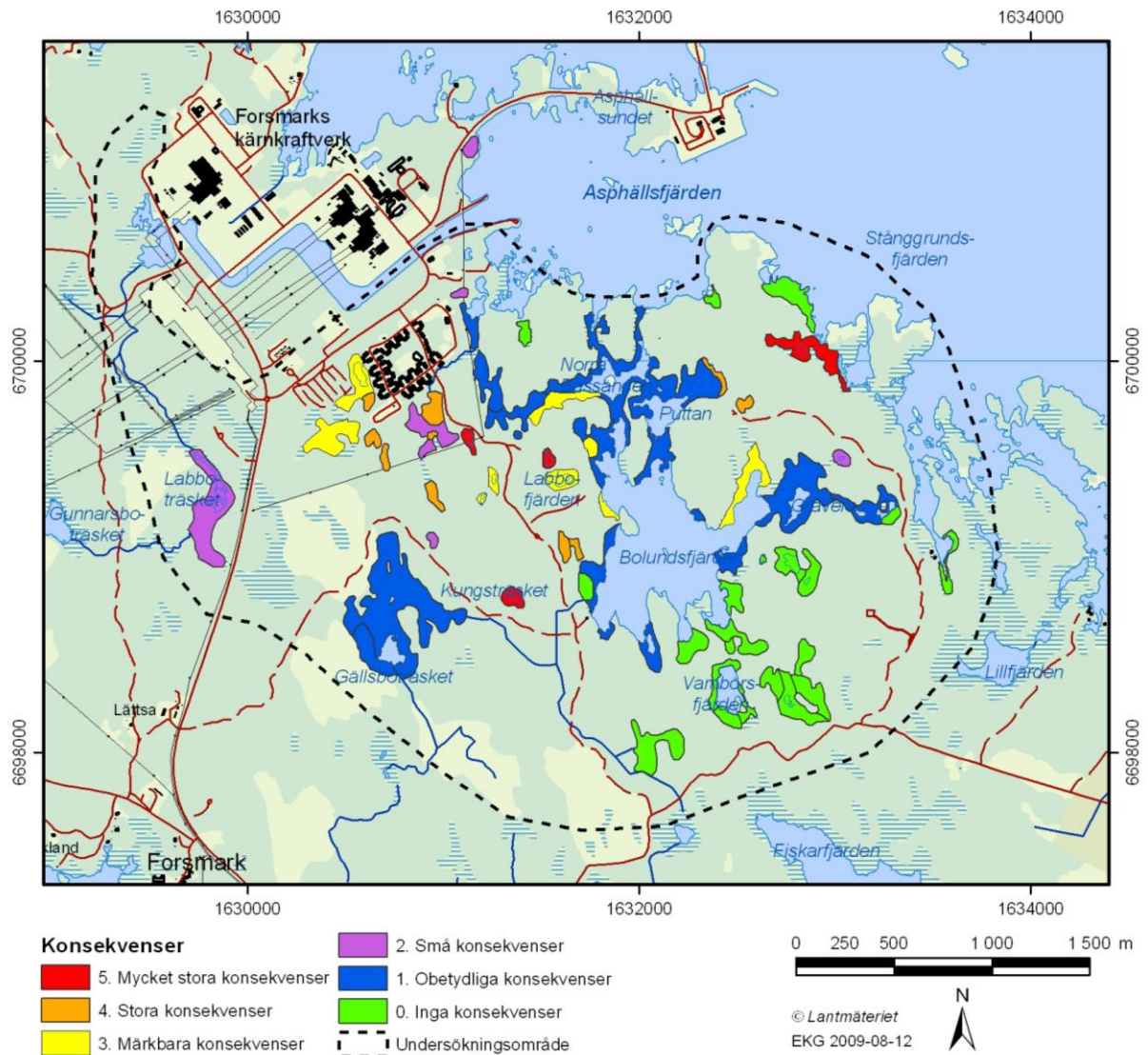
Vidare är 13 av de 21 våtmarksobjekt som klassats som naturvärdesklass 2, regionalt värde (1–3, 6a, 8b, 11a, 11c, 11e, 19, 21c, 22, 70 och 102) belägna helt eller delvis inom påverkansområdet. Specifikt är våtmarksobjekten 2, 21c och 22 belägna helt inom det prognostiserade påverkansområdet. Våtmarksobjekten 8b, 11c, 70 och 102 bedöms sakna glaciallera i den underliggande stratigrafien.

Enligt konsekvensbeskrivningen /Hamrén et al. 2009/ kan grundvattenbortledningen medföra mycket stora negativa konsekvenser för ett antal våtmarker av nationellt värde, om inga åtgärder vidtas. Specifikt bedöms grundvattenbortledningen medföra mycket stora konsekvenser för fyra objekt (7, 15, 18 och 23), stora konsekvenser för tio objekt (1–3, 6a, 6c, 8b, 19, 21c, 22 och 70), märkbara konsekvenser för tio objekt och små (fem objekt) eller obetydliga (20 objekt) konsekvenser för 25 objekt (se Figur 6-4). Objekt 7, 15, 18 och 23 utgörs av Natura 2000-naturtyperna rikkärr (Natura 2000-naturtyp 7230) och/eller kalkrika oligo-mesotrofa vatten med bentiska kransalger (Natura 2000-naturtyp 3140).

Våtmarksobjekt 7 består av en kalkgöl som omges av ett rikkärr (se Bilaga 1). I samband med de ekologiska fältinventeringarna har man observerat de rödlistade

arterna gölgröda, gulyxne, kalkkärrsgrynsnäcka och stor blåsnäcka. Våtmarksobjekt 15 (Norra Labbokärrret) är en kalkgöl som omges av ett medelrikkärr. Den rödlistade gölgröda finns i gölen. Inom rikkärrret finns de rödlistade arterna käppkrokmossa och citronfläckad kärrtrollslända. Objekt 18 (Kungsträsket) är en liten sjö (kalkgöl) som omges av ett rikkärr. I kalkgölen finns den rödlistade arten gölgröda. Våtmarksobjekt 23 är ett kustnära extremrikkärr och en göl. Vid de ekologiska fältinventeringarna har man bland annat observerat den rödlistade arten loppstarr /Hamrén och Collinder 2009/.

En närmare beskrivning av konsekvenser för de värdefulla och skyddade arter som förekommer i våtmarksobjekten ges i avsnitt 6.1.6. Åtgärder för att begränsa de ekologiska konsekvenserna beskrivs i avsnitt 7.2.



**Figur 6-4.** Översiktskarta som visar klassindelade konsekvenser för våtmarksobjekt /Hamrén et al. 2009/.



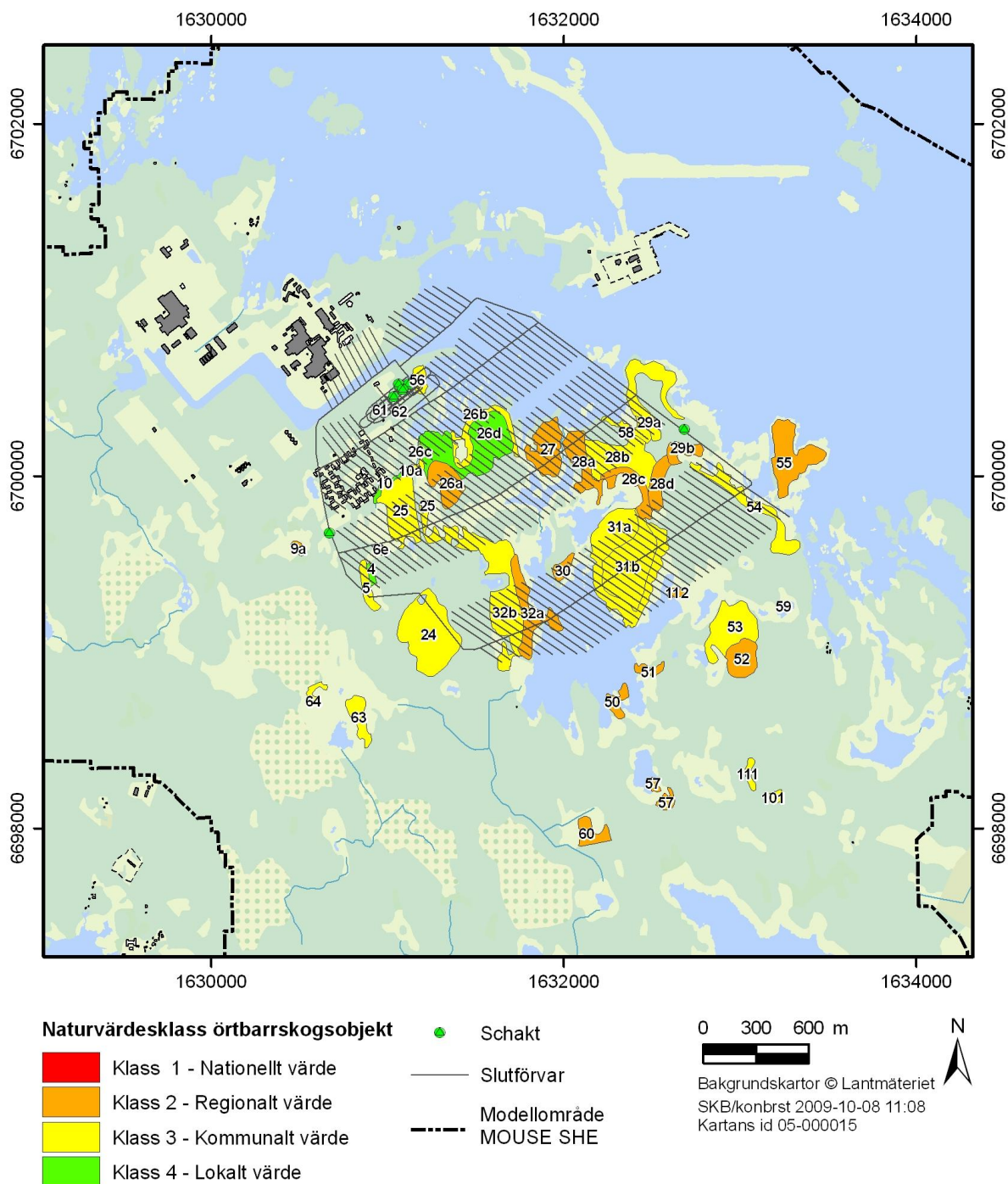
## 6.1.5 Konsekvenser för skogsobjekt

### **Identifiering och naturvärdesklassning av skogsobjekt**

I Forsmark finns det vissa äldre och relativt orörda skogsbestånd, som av Skogsstyrelsen eller skogsbolaget Sveaskog klassats som skogliga nyckelbiotoper eller objekt med naturvärden; de senare är objekt med uppenbara och påtagliga naturvärden, men som inte når upp till kvaliteten nyckelbiotop. Även Länsstyrelsen i Uppsala län har inventerat örtrika barrskogar i området, vilket bland annat inkluderat studier av svampfloran. Flera av Länsstyrelsens objekt överlappar med de skogsobjekt som identifierats av Skogsstyrelsen. Många objekt som enligt Skogsstyrelsen och Länsstyrelsen har höga naturvärden, har ansatts dessa naturvärden på grund av faktorer som gammal skog och död ved. Sådana värden är inte direkt beroende av grundvattenytans läge. I Forsmark finns det dock friska-fuktiga skogspartier där grundvattenytan är belägen på ett litet djup, samt stråk med rörligt syrerikt grundvatten. Detta i kombination med den kalkrika moränen ger särskilt goda förutsättningar för en stor artrikedom i skogarna; den kalkrika moränen i Forsmark innebär förekomst av artrika ört-kalkbarrskogar, vilka generellt är ovanliga i Sverige.

Totalt har 42 skogsobjekt identifierats och naturvärdesklassats inom det område som undersöktes av /Hamrén och Collinder 2009/. Skogsobjekten är förtecknade i Bilaga 2. Deras lägen och naturvärden visas i översiktskartan i Figur 6-5. Bland de identifierade skogsobjekten finns det ett antal skogliga nyckelbiotoper och objekt med naturvärden enligt ovanstående beskrivning. Tre skogsobjekt (objekt 56, 61 och 62; se Figur 6-5) är belägna inom det planerade driftområdet för slutförvarsanläggningen. Dessa objekt påverkas därmed på annat sätt än genom grundvattenbortledning. Det innebär att konsekvensbedömningen i detta avsnitt omfattar sammanlagt 39 skogsobjekt.

Av de 39 skogsobjekten har /Hamrén och Collinder 2009/ naturvärdesklassat 18 objekt som klass 2 (regionalt värde). Av resterande 21 skogsobjekt är 18 stycken klassade som klass 3 (kommunalt värde) och tre stycken som klass 4 (lokalt värde). Liksom för våtmarksobjekten (se avsnitt 6.1.4), bör det observeras att i ett flertal fall utgör separata skogsobjekt med olika naturvärdesklasser ett geografiskt sammanhängande skogsområde. Antalet skogsobjekt är inte samma sak som antalet skogsområden, eftersom de senare kan bestå av delområden som /Hamrén och Collinder 2009/ definierat som skogsobjekt med olika naturvärden.



**Figur 6-5.** Identifierade och naturvärdesklassade skogsobjekt i Forsmark /Hamrén och Collinder 2009/.

### Hydrogeologiska effekter på skogsobjekt

Utgångspunkten för att bedöma grundvattenbortledningens konsekvenser för de identifierade och naturvärdesklassade skogsobjekten är deras geografiska lägen i förhållande till det prognostiserade påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning (jämför avsnitt 6.1.3). Samtliga skogsobjekt är belägna inom områden som enligt jordartskartan /Hedenström och Sohlenius 2008/ huvudsakligen består av morän; det förekommer mindre delområden inom vissa större skogsobjekt med glaciallera i

jordlagerföljden. Sammantaget bedöms konsekvenser i form av markkompaktering och påverkan på markfauna (till exempel svampar) därför vara mycket begränsade. För de identifierade och naturvärdesklassade skogsobjekten bedöms det dock huvudsakligen inte finnas någon ”barriär” som kan minska eller förhindra en avsänkning av grundvattenytan (jämför våtmarksobjekten i avsnitt 6.1.4). Den kompakta morän med låg vattengenomsläpplighet som man hittat på flera platser i Forsmarksområdet (se avsnitt 4.2.2), kan dock ha en sådan minskande eller förhindrande effekt i de skogsområden där denna typ av morän förekommer.

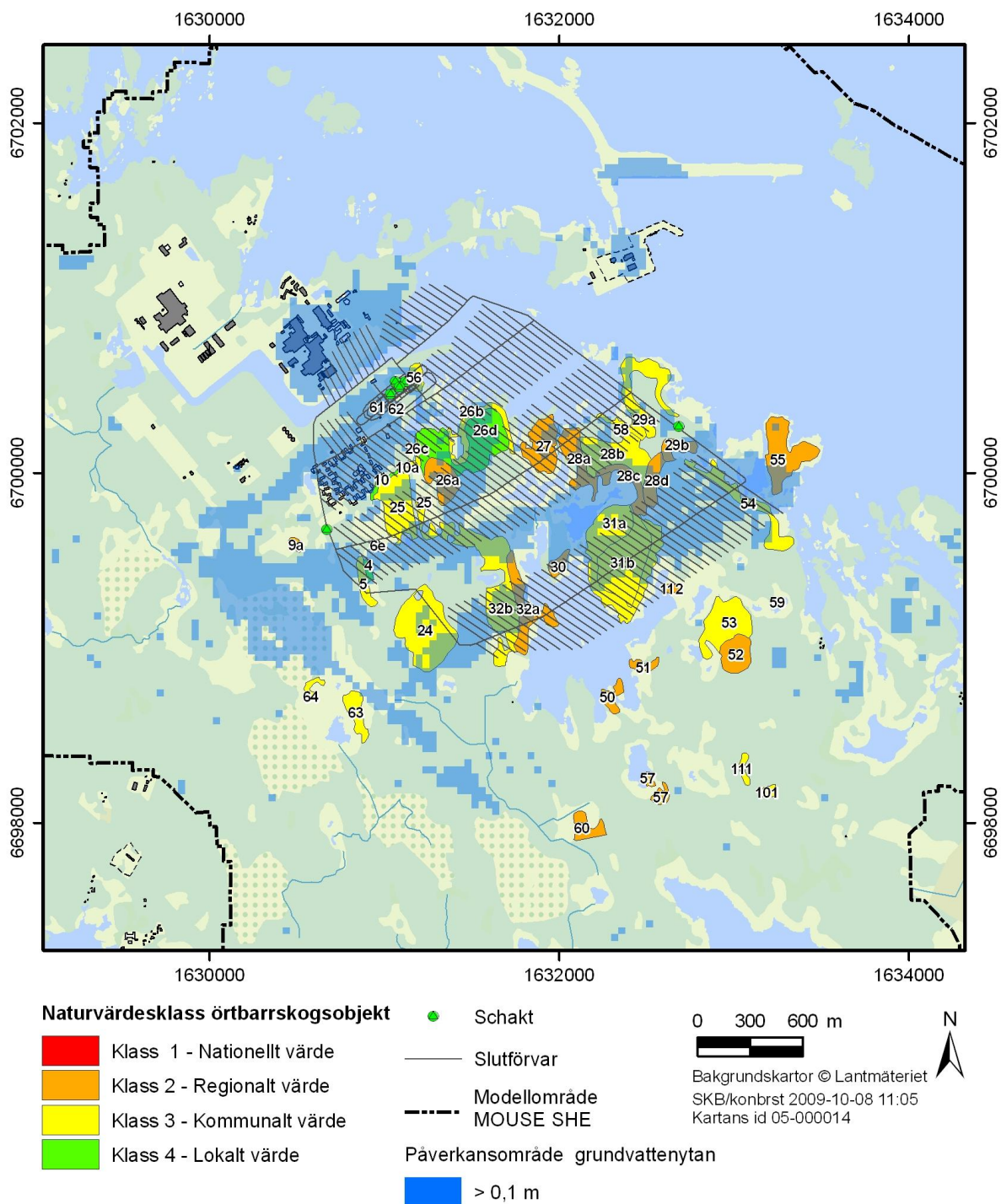
Figur 6-6 visar skogsobjektens lägen i förhållande till påverkansområdet för den MOUSE SHE-beräknade avsänkning av grundvattenytan. Liksom i fallet med våtmarksobjekten (avsnitt 6.1.4), har avsänkning av grundvattenytan inverkan på det ytnära vattensystem som växter och djur i skogen är beroende av. Påverkansområdet (blåfärgade områden i Figur 6-6) är liksom tidigare beräknat med MOUSE SHE, baserat på årsmedelvärden för år 2006 och för tätningsfallet  $K_{inj} = 10^{-7}$  m/s. Påverkansområdet är även här definierat så att avsänkning är 0,1 m (som årsmedelvärde) vid påverkansområdets gräns.

En närmare studie av Figur 6-6 visar att 25 skogsobjekt är belägna helt eller delvis inom påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning. Av de högst naturvärdesklassade skogsobjekten (klass 2, regionalt värde) är tio objekt (6e, 26a, 27, 28a, 28c, 28d, 29b, 30, 32a och 55) belägna helt eller delvis inom påverkansområdet.

/Mårtensson et al. 2009/ sammanfattar den MOUSE SHE-beräknade avsänkning av grundvattenytan i anslutning till de identifierade och naturvärdesklassade skogsobjekten, baserat på tätningsfallet  $K_{inj} = 10^{-7}$  m/s. Resultaten redovisas både för år 2006 och för det definierade normalåret (se avsnitt 5.7.4). Sett till samtliga skogsobjekt, är grundvattenytan för opåverkade förhållanden enligt MOUSE SHE-modelleringen belägen i genomsnitt drygt en meter under markytan. Den beräknade medelavsänkning för samtliga skogsobjekt är 0,8 m för år 2006 och 0,5 m för det definierade normalåret. Medelavsänkning är något större (1,2 m respektive 0,7 m) för de skogsobjekt som helt eller delvis är belägna inom påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning.

Den största medelavsänkning av grundvattenytan (0,5–6 m) kan noteras för objekten 5, 28a–d, 29, 30, 31a–b, 32a–b, 54 och 58. För övriga objekt är avsänkning liten, från noll upp till 0,1 m. Av de objekt som har störst prognostiserad medelavsänkning, är fem objekt (28a, 28c–d, 30 och 32a) klassade som naturvärdesklass 2, regionalt värde. Även här bör det observeras att det som redovisas är medelvärden för många objekt. Vidare baseras sammanställningen på objektspecifika medelvärden, vilket som nämnts tidigare betyder att en stor lokal avsänkning (inom en del av ett objekt) delvis kan ”kompenseras” av en liten prognostiserad avsänkning inom övriga delar av objektet.

Enligt modellresultaten kan för opåverkade förhållanden marken inom skogsobjekten generellt klassas som frisk (djup till grundvattenytan 1–2 m.u.my.). Med avseende på de skogsobjekt som helt eller delvis är belägna inom det prognostiserade påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning, övergår marken generellt till att bli torr (djup till grundvattenytan > 2 m).



**Figur 6-6.** Översiktskarta som visar prognostiserat påverkansområde för grundvattenytans avsänkning samt geografiska lägen för identifierade och naturvärdesklassade skogsobjekt (jämför Figur 6-5).

### **Sammanfattande bedömning av de ekologiska konsekvenserna för skogsobjekt**

Skogsmarkerna i Forsmarksområdet karaktäriseras generellt av varierande markfuktighetsförhållanden. Skogsmarkerna domineras dock av frisk till fuktig mark /Hamrén et al. 2009/, det vill säga med ett genomsnittligt djup till grundvattenytan under vegetationsperioden i intervallet 0,1–2 m under markytan (se vidare i avsnitt

6.2.1). Generellt är skogen i sådana markområden beroende av ytnära, rörligt grundvatten. Speciellt gäller detta inom områden med fuktig mark, det vill säga områden med ett djup till grundvattenytan som under vegetationsperioden i genomsnitt är 0,1–0,5 m under markytan. Den ekologiska känsligheten för en avsänkning av grundvattenytan är inte lika stor i områden med frisk mark, det vill säga områden med ett djup till grundvattenytan som under vegetationsperioden i genomsnitt är 1–2 m under markytan.

De varierande markfuktighetsförhållandena mellan och inom skogsobjekten innebär således att en avsänkning av grundvattenytan kommer att medföra olika ekologiska konsekvenser på olika ställen. Sammantaget bedöms en avsänkning av grundvattenytan medföra negativa konsekvenser för skogsobjekten, dock är konsekvenserna för skogsobjekten och tillhörande arter inte jämförbara med konsekvenserna för våtmarkerna (avsnitt 6.1.4). I våtmarkerna är arterna mer direkt beroende av blöta och/eller fuktiga förhållanden och av att det finns alternativa miljöer i närheten.

Grundvattenbortledningen från slutförvarsanläggningen medför att andelen fuktiga till blöta skogspartier (djup till grundvattenytan i genomsnitt 0–0,5 m under markytan under vegetationsperioden) generellt minskar. För de skogspartier som för opåverkade förhållanden under vegetationsperioden är fuktiga till blöta, och inom vilka grundvattenytan avsänks till följd av grundvattenbortledningen, bedöms bortledningen medföra märkbara konsekvenser. För friska marker (djup till grundvattenytan i genomsnitt 1–2 m under markytan under vegetationsperioden) bedöms konsekvenserna bli små till måttliga.

Enligt den ekologiska konsekvensbeskrivningen /Hamrén et al. 2009/, kommer grundvattenbortledningen inte att medföra mycket stora eller stora konsekvenser för något av de identifierade och naturvärdesklassade skogsobjekten. Stora negativa konsekvenser för ett skogsobjekt skulle innebära en tydlig påverkan på de naturvärden som utgör värdegrunden för skogsområdena, men några sådana konsekvenser bedöms alltså inte uppstå. Konsekvenserna kommer att bli märkbara för tolv skogsobjekt, och små (15 objekt) eller obetydliga (ett objekt) för 16 objekt. Grundvattenbortledningen kommer att inte att medföra några konsekvenser alls för elva skogsobjekt.

Ett delmotiv för de bedömda konsekvenserna för de tolv skogsobjekten för vilka konsekvenserna bedöms bli märkbara, är att ört-kalkbarrskog är en ovanlig biotop. Ett ytterligare motiv är förekomsten av indikatorarter för ört-kalkbarrskog samt det stora antalet rödlistade arter. Skogsobjektens naturvärden stärks även av sambandet med flera andra närliggande bestånd av mogen eller gammal ört-kalkbarrskog. Flera av de aktuella skogsobjekten är utpekade som nyckelbiotop av Skogsstyrelsen, och de uppvisar de värden och strukturer som krävs för att man skall kunna föra dem till naturtypen näringsrik granskog (naturtyp 9050) enligt Natura 2000.

Kärnvärdena för de tolv skogsobjekten för vilka konsekvenserna bedöms bli märkbara, består främst i det stora antalet rödlistade kalkbarrskogsvamparter; exempel på sådana marksvampar är gul lammticka, grangråticka, flattoppad klubbsvamp, olivspindling, äggspindling, kungslökspindling, violgubbe, koppartaggsvamp, dofttaggsvamp och grantaggsvamp. Dessa och många av de övriga identifierade marksvamparna utgör indikatorarter för kalkbarrskogar. För ytterligare detaljer, se /Hamrén och Collinder 2009, Hamrén et al. 2009/.

### 6.1.6 Konsekvenser för rödlistade arter, fridlysta arter samt arter upptagna i Artskyddsförordningen (SFS 2007:845)

Avsnitten 6.1.4–5 beskriver grundvattenbortledningens ekologiska konsekvenser för våtmarker och skogsmarker, baserat på prognoser av hydrogeologiska och hydrologiska effekter samt värden och känslighet för våtmarks- respektive skogsobjekt. I detta avsnitt beskrivs konsekvenserna för de specifika arter som i samband med de ekologiska fältinventeringarna observerats i dessa objekt och som är rödlistade, fridlysta och/eller upptagna i Artskyddsförordningen (SFS 2007:845).

#### **Rödlistade och fridlysta arter**

Som framgår av avsnitt 4.4.6, är Forsmarksområdet rikt på rödlistade arter; totalt har 52 rödlistade arter observerats i samband med de ekologiska fältinventeringar som genomförts i området /Hamrén och Collinder 2009/. Av dessa 52 arter är 36 arter på olika sätt knutna till fuktiga markmiljöer. Av dessa 36 arter utgörs 25 arter av marksvampar, varav majoriteten är sådana som återfinns i kalkrika ört-barrskogar. Totalt har 28 rödlistade svampar observerats i Forsmarksområdet, varav tre arter är knutna till död grov ved och därmed inte till fuktiga markmiljöer. Det bör återigen noteras att de ekologiska fältinventeringarna genomfördes under år 2008, vilket var ett exceptionellt bra svampår. Detta innebär att svampfynden var fler än vad som skulle varit fallet under ett mer normalt svampår. Kunskapsläget rörande konsekvenserna för marklevande svampar vid en avsänkning av grundvattenytan i skogsmark är för närvarande bristfälligt. Generellt brukar man anse att skogsbruket är det främsta hotet mot sådana arter. Grundvattenbortledningen bedöms inte medföra några konsekvenser för rödlistade marksvampar /Hamrén et al. 2009/.

Nio rödlistade arter är knutna till Forsmarksområdets kalkgölar och rikkärr, inklusive arterna gölgröda, gulyxne, loppstarr och kalkkärrgrynsnäcka. En ”uttorkning” av en kalkgöl med förekomst av gölgröda innebär att gölgrödspopulationen i gölen kan försvinna. Detta medför en större sårbarhet för den resterande populationen i övriga kalkgölar i området. I samband med de ekologiska fältinventeringarna har gölgröda observerats i sju kalkgölar (våtmarksobjekten 7, 12, 13a, 14, 15, 16 och 18), varav två kommer att fyllas igen i samband med uppfyllnaden av slutförvarsanläggningens driftområde (12 och 13a) och övriga fem är belägna inom eller i nära anslutning till det prognostiserade påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning. Eftersom det finns färre än 100 gölgrödslokaler i Sverige, skulle en förlust av samtliga gölgrödslokaler i Forsmarksområdet medföra en regional påverkan på gölgrödsbeståndet och därmed innebära mycket stora konsekvenser för arten. Att gölgrödan från början är inplanterad i området har inte någon betydelse i sammanhanget, eftersom arten reproducerar sig i området sedan flera år och därmed bör betraktas som en naturlig population.

Orkidén gulyxne har observerats i fyra rikkärr (våtmarksobjekten 7, 16, 49 och 71). Enligt MOUSE SHE-modelleringen kommer grundvattenbortledningen att ge upphov till en grundvattenavsänkning vid eller nära två av dessa objekt (7 och 16). En grundvattensänkning kan därmed innebära att gulyxne försvinner från två av de fyra kända lokalerna i området. I hela Sverige finns färre än 100 kända lokaler med gulyxne, och arten är starkt minskande, främst i södra Sverige. Grundvattenbortledningen från slutförvarsanläggningen kan därmed orsaka en regional påverkan på artens population, och bedöms därför medföra mycket stora konsekvenser för arten.

För arterna loppstarr och kalkkärrgrynsnäcka skulle en grundvattenavsänkning medföra försämrade livsmiljöer i flera av de våtmarker där arterna förekommer. De största hoten

mot dessa arter är generellt igenväxning av våtmarker. Även om båda dessa arter ännu är så pass talrika att den regionala statusen inte bör vara hotad, bedöms grundvattenbortledningen från slutförvarsanläggningen medföra stora konsekvenser för dessa två arter.

Sammantaget bedöms grundvattensänkningen medföra mycket stora eller stora konsekvenser för ett antal rödlistade arter som förekommer inom Forsmarksområdet, om inga konsekvensbegränsande åtgärder vidtas. Ett flertal av de rödlistade arterna i Forsmarksområdet är fridlysta. Av dessa är främst gölgroda och gulyxne knutna till våtmarker och därmed beroende av blöta/fuktiga förhållanden. Sammantaget bedöms grundvattenbortledningen medföra mycket stora konsekvenser för fyra rödlistade och två fridlysta arter (gölgroda och gulyxne) om inga konsekvensbegränsande åtgärder vidtas. Sådana åtgärder beskrivs i avsnitt 7.2.

### **Arter upptagna i Artskyddsförordningen**

Som nämns i avsnitt 4.4.6, är det lagliga skyddet av växt- och djurarter i Sverige samlat i Artskyddsförordningen (SFS 2007:845). Av de skyddade arter som finns i Forsmarksområdet, bedöms grundvattenbortledningen medföra mycket stora konsekvenser för arterna gölgroda och gulyxne och stora konsekvenser för arten kalkkärrgrynsnäcka. Konsekvenserna beskrivs bli märkbara för arten åkergroda och små för arterna käppkrokmossa, mindre hackspett och citronfläckad kärrtrollslända.

De mycket stora konsekvenser som bedöms uppstå för arterna gölgroda och gulyxne baseras på deras förekomst i våtmarker inom det prognostiserade påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning (avsnitt 6.1.3) samt arternas begränsade förekomst, spridningsförmåga och bevarandestatus /Hamrén et al. 2009/. Förutom tillstånd för vattenverksamhet enligt 11 kap. MB, kräver därför grundvattenbortledningen även dispens enligt Artskyddsförordningen. I avsnitt 7.2 beskrivs åtgärder i form av vattentillförsel till våtmarker. Dessa åtgärder syftar till att begränsa grundvattenbortledningens ekologiska konsekvenser, och kommer även att vara viktig komponent i en kommande, separat ansökan om dispens enligt Artskyddsförordningen.

Med avseende på övriga arter som observerats i Forsmarksområdet och som är upptagna i Artskyddsförordningen, bedöms grundvattenbortledningen medföra märkbara konsekvenser (åkergroda), små konsekvenser (käppkrokmossa, mindre hackspett, citronfläckad trollslända) eller inga konsekvenser (pudrad kärrtrollslända och större vattensalamander). Detta motiveras av att grundvattenbortledningen inte medför några konsekvenser för arternas regionala status, eller att arterna har observerats endast vid lokaler som är belägna utanför det prognostiserade påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning /Hamrén et al. 2009/.

### **6.1.7 Konsekvenser för utpekade värdefulla och skyddade områden**

#### **Riksintressen för naturvård**

Grundvattenbortledningen från slutförvarsanläggningen bedöms medföra mycket stora konsekvenser för det område som är utpekad som riksintresse för naturvården (se Figur 4-10 i avsnitt 4.4.7). Denna bedömning baseras på att konsekvenserna inte är reversibla och att de berörda naturvärdena utgör grunden för riksintresset.

## **Natura 2000-områden**

De områden med områdesskydd som är belägna närmast slutförvarsanläggningen är Natura 2000-områdena Kallrigafjärden och Skaten-Rångsen (se Figur 4-10 i avsnitt 4.4.7). Enligt genomförd MOUSE SHE-modellering (avsnitt 5.3.2) kommer grundvattenbortledningen inte att medföra någon avsänkning av grundvattenytan inom dessa områden. Det Natura 2000-område som är beläget närmast det prognostiserade påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning är Kallrigafjärden. I bevarandeplanen för detta område omnämns inga kalkgölar, rikkärr eller andra ”grundvattenberoende” naturmiljöer /Hamrén och Collinder 2009/. I syfte att säkerställa att inga sådana naturmiljöer ändå finns, har den västra delen av Natura 2000-området fältinventerats. Vid inventeringen noterades inga grundvattenberoende naturmiljöer. Sammanfattningsvis bedöms därför grundvattenbortledningen från slutförvarsanläggningen inte medföra några konsekvenser för naturmiljön i något skyddat område.

### **6.1.8 Konsekvenser för marina miljöer**

Bortledning av grundvatten från förvaret kan i sig inte ge upphov till några negativa ekologiska konsekvenser för marina miljöer. Utsläpp av länshållningsvattnet från förvaret till havet (Söderviken) beskrivs i en separat rapport /Ridderstolpe och Stråe 2007/. Utsläppet av länshållningsvattnet kan komma att medföra små negativa konsekvenser för de marina miljöerna i Söderviken och Asphällsfjärden, huvudsakligen i form av en ökad produktion av växtplankton och bottenvegetation.

## **6.2 Konsekvenser för produktionsmark**

### **6.2.1 Konsekvenser för skogsbruket i Forsmark**

I detta avsnitt presenteras en översiktlig beskrivning av den planerade vattenverksamhetens konsekvenser för skogsbruket. Specifikt görs en bedömning av konsekvenserna för skogens bonitet (produktionsförmåga; m<sup>3</sup> sk/(ha·år), det vill säga skogskubikmeter per hektar och år). Underlaget för bedömningen presenteras närmare i /Hamrén et al. 2009/. Det bör noteras att den metodik som använts strikt avser skogens långsiktiga bonitet. Detta innebär bland annat att skogens nuvarande ålder inte beaktas. Eftersom avsänkningen av grundvattenytan i det aktuella fallet kommer att bli långvarig men inte permanent, bedöms avsänkningen inte få några negativa konsekvenser för skogens produktionsförmåga på lång sikt.

### **Nuvarande skogsbruk i Forsmark**

Som nämnts i avsnitt 4.5, dominerades tidigare markanvändningen i Forsmark av det skogsbruk som bedrevs av Sveaskog. Sveaskog beslutade år 2007 att inrätta en ekopark i Forsmark inom en yta på 1 800 ha. Enligt Sveaskog är en ekopark ett större sammanhängande skogslandskap med höga naturvärden och naturvårdsambitioner. Efter inrättande av en ekopark följer en process på ett antal år för att ta fram en ekoparksplan. Aktivt skogsbruk bedrivs i dag inte inom de markområden som omfattas av ekoparken. Vidare köpte SKB i början av 2008 markområden (ca 600 ha) av Sveaskog, inklusive delar av ekoparken. Enligt uppgifter från Sveaskog /Hamrén et al. 2009/ domineras skogen inom markinnehavet (inklusive de markområden som i dag ägs av SKB) av gran och tall, med en jämn fördelning mellan dessa båda trädslag; lövträd utgör vanliga inslag i barrskogsbestånden. Konsekvensbedömningen fokuserar därför på trädslagen gran och tall, med en antagen jämn fördelning (50 % gran, 50 % tall) inom samtliga skogsområden.



## **Generella samband mellan grundvattenytans djup och skogens bonitet**

Generellt är inga drastiska förändringar att vänta när skogsträd utsätts för en avsänkning av grundvattenytan; risken för tr addedöd är mycket liten /Hamrén et al. 2009/. Sett över året, baseras skogsträdens vattenförsörjning till övervägande del på det markvatten som under sin väg ner till grundvattenytan passerar trädens rötter. Djupet till grundvattenytan är dock en viktig faktor för skogsträdens produktionsförmåga, eftersom en ytnära grundvattenyta kan vara viktig för trädens vattenförsörjning under torrperioder. Specifikt anses det långsiktiga genomsnittliga djupet till grundvattenytan under vegetationsperioden vara den styrande faktorn för boniteten hos till exempel gran och tall. Med avseende på detta djup, nyttjas i denna konsekvensbedömning de fem vedertagna markfuktighetsklasserna torr mark (> 2 m), frisk mark (1–2 m), frisk/fuktig mark (0,5–1 m), fuktig mark (0,1–0,5 m) och blöt mark (0,1–0 m). Det generella bonitetsmönstret är torr < fuktig < frisk < frisk/fuktig; gran- och tallbestånd på blöta marker (impediment) uppträder endast undantagsvis. Den högsta skogsboniteten återfinns alltså i friska/fuktiga marker och den lägsta i torra och blöta marker. Detta innebär att en avsänkning av grundvattenytan kan ge både negativa och positiva konsekvenser för boniteten, beroende på djupet till grundvattenytan före avsänkningen.

Som underlag för en platsspecifik konsekvensbedömning, har /Hamrén et al. 2009/ sammanställt uppgifter från Riksskogstaxeringens databas (omfattande östra Uppland under perioden 1993–2002) samt beståndsdata från Sveaskog, avseende 4 000 ha (hektar) produktiv skogsmark, för gran- och tallbonitet för olika markfuktighetsklasser. Sammanställningen visar att Sveaskogs bonitetsvärden generellt är något lägre än de som erhållits från Riksskogstaxeringen. Detta beror sannolikt på att skogsbolagens bonitetsbedömningar brukar baseras på en indelning i arealmässigt stora bestånd, till skillnad från Riksskogstaxeringens mindre provytor. En beståndsrelaterad bedömning ger mindre bonitetsskillnader mellan markfuktighetsklasser än en bedömning baserad på provytor. I det följande används därför följande ungefärliga boniteter enligt Riksskogstaxeringen /Hamrén et al. 2009/:

**Gran:** Torr mark = 5,5, frisk mark = 8, frisk/fuktig mark = 9, fuktig mark = 6,5 m<sup>3</sup> sk/(ha·år).

**Tall:** Torr mark = 4, frisk mark = 5, frisk/fuktig mark = 6, fuktig mark = 4 m<sup>3</sup> sk/(ha·år).

För att genomföra en konsekvensbeskrivning avseende skogens bonitet, krävs uppgifter om storleken på påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning, fördelningen av medelvärden på avsänkningen och det (långsiktiga) djupet till grundvattenytan under vegetationsperioden, samt fördelningen på trädslag (i det aktuella fallet gran och tall) inom påverkansområdet. Här görs konsekvensbeskrivningen utifrån ett antal förenklande antaganden, som ger ett relevant (men sannolikt överskattat) mått på konsekvenserna för skogens produktionsförmåga.

### **Konsekvenser av en avsänkning av grundvattenytan för skogens bonitet i Forsmark**

Omfattande långtidsmätningar av grundvattennivåer i jord i Forsmark /Johansson 2008/ visar på en fördelning med ca 80 % av mätningarna motsvarande markfuktighetsklasserna fuktig mark-frisk mark (0,1–2 m) och 10 % motsvarande torr mark (> 2 m); resterande 10 % utgörs av mätningar med grundvattenytan i markytan eller mätningar som visar på artesiska förhållanden. Översiktligt kan 90 % av påverkansområdet antas bestå av skog (med resterande delar bestående av våtmarker

och övrig mark), fördelad på hälften gran respektive tall (se ovan). Fördelningen på markfuktighetsklasser inom skogen antas vara 90 % fuktig mark-frisk mark (grundvattendjup 0,1–2 m) och 10 % torr mark (grundvattendjup > 2 m). Medelboniteten (se ovan) för gran och tall inom markfuktighetsklasserna 0,1–2 m samt > 2 m är ungefär 8 och 5,5 respektive 5 och 4 m<sup>3</sup> sk/(ha·år). Vidare antas avsänkningen av grundvattenytan inom påverkansområdet innebära att all skogsmark inom markfuktighetsklasserna fuktig mark-frisk mark (grundvattendjup 0,1–2 m) övergår till torr mark; den torra markens bonitet antas inte bli påverkad av en avsänkning av grundvattenytan.

Ovanstående förutsättningar ger en bonitetsminskning inom påverkansområdet på ca 25 %. Som ett exempel ger ett påverkansområde på 1 km<sup>2</sup> (innehållande 0,45 km<sup>2</sup> gran och 0,45 km<sup>2</sup> tall) en ursprunglig bonitet på  $45(0,9 \cdot 8 + 0,1 \cdot 5,5) \approx 350$  m<sup>3</sup> sk/år för gran och  $45(0,9 \cdot 5 + 0,1 \cdot 4) \approx 220$  m<sup>3</sup> sk/år för tall, vilket ger en sammanlagd bonitet på ca 570 m<sup>3</sup> sk/år. En avsänkning av grundvattenytan skulle ge en bonitetsminskning på  $45(0,9 \cdot 2,5) \approx 100$  m<sup>3</sup> sk/år för gran och  $45(0,9 \cdot 1) \approx 40$  m<sup>3</sup> sk/år för tall, vilket därmed skulle ge en sammanlagd bonitetsminskning på ca 140 m<sup>3</sup> sk/år. Detta motsvarar en bonitetsminskning inom påverkansområdet på  $140/570 \approx 0,25$  (25 %). I sammanhanget kan det noteras att det MOUSE SHE-beräknade påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning (se Figur 5-7 i avsnitt 5.3.2) huvudsakligen omfattar skogsområden som idag ägs av SKB.

En bonitetsminskning på 25 % inom påverkansområdet ska ses som en övre gräns, det vill säga ett ”värsta fall” avseende bonitetsminskningen. Som nämnts ovan, baseras konsekvensbeskrivningen på Riksskogstaxeringens bonitetsvärden. Dessa värden är generellt högre och karaktäriseras av större bonitetsskillnader mellan olika markfuktighetsklasser, jämfört med uppgifterna som erhållits från Sveaskog. Vidare har i konsekvensbeskrivningen antagits att all skogsmark inom påverkansområdet som inte utgörs av torr mark övergår till torr mark. Det bör då även observeras att ingen hänsyn heller har tagits till att en avsänkning av grundvattenytan i blöt skogsmark kan ge en högre bonitet i sådana områden. En avsänkning av grundvattenytan kan alltså medföra positiva konsekvenser för skogens tillväxt i vissa områden, som kompenserar för en bonitetsminskning inom andra områden.

Slutligen bör man beakta att påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning är litet i förhållande till de totala skogsarealerna i Forsmark. Ett påverkansområde på i storleksordningen 2 km<sup>2</sup> (se Tabell 5-4 i avsnitt 5.3.2) kan till exempel jämföras med ekoparken, som har en yta på 1 800 ha (18 km<sup>2</sup>). En bonitetsminskning inom påverkansområdet på 25 % motsvarar då endast 2–3 % inom den större skogsarealen.

### 6.2.2 Konsekvenser för jordbruket i Forsmark

Som nämnts i avsnitt 4.5, bedrivs aktivt jordbruk vid Storskäret, ca 2 km öster om förvarsområdets östra gräns. Enligt genomförd MOUSE SHE-modellering (avsnitt 5.3.2) kommer ingen avsänkning av grundvattenytan att ske inom detta område. Den planerade vattenverksamheten bedöms därför inte medföra några konsekvenser för jordbruket i Forsmark.

## 6.3 Konsekvenser för befintlig vattenhantering och vattenverksamhet

### 6.3.1 Konsekvenser för befintlig vattenhantering

#### **Konsekvenser för inläckaget till SFR**

Som redovisas i avsnitt 5.7.3, indikerar analyser med MOUSE SHE-modellen att sänkningen av grundvattnets tryckhöjder i berg kring slutförvarsanläggningen delvis kan interferera med trycksänkningen kring den befintliga undermarksanläggningen SFR och ge ett något minskat inläckage till SFR, jämfört med rådande inläckage.

Bortledande av grundvatten från slutförvarsanläggningen bedöms således inte medföra några negativa konsekvenser för driften av SFR.

#### **Konsekvenser för grundvattendräneringen vid kärnkraftverket**

Som anges i avsnitt 4.6.1, sker grundvattendränering vid kärnkraftverket i Forsmark på nivån ca 20 m.u.h. Enligt avsnitt 5.3.1 (Figur 5-4 till 5-6), indikerar analyser med MOUSE SHE-modellen att slutförvarsanläggningen kan ge upphov till en sänkning av grundvattnets tryckhöjder på nivån 30 m.u.h. i anslutning till kärnkraftverket. En sänkning kan även uppstå på nivån 10 m.u.h. /Gustafsson et al. 2009a/. En sådan sänkning kan innebära att mindre grundvattenmängder behöver dräneras bort under kärnkraftverket. Med avseende på grundvattendräneringen, bedöms därför bortledande av grundvatten från slutförvarsanläggningen inte medföra några negativa konsekvenser för driften av kärnkraftverket, med avseende på dräneringen. Konsekvenser i form av sättningar av byggnader inom kärnkraftverkets område behandlas i avsnitt 6.4.1.

#### **Konsekvenser för enskilda brunnar**

I avsnitt 4.6.1 redogörs för de enskilda brunnar som identifierats inom 3 km från den yttre gränsen för slutförvarsanläggningens undermarksdelar. De identifierade brunnarna är förtecknade i Tabell A3-1 i Bilaga 3. Som framgår av avsnitt 4.6.1 och Bilaga 3, är informationen delvis bristfällig rörande brunnarnas användning, kapacitet och vattenkvalitet. Likaså är det för närvarande inte klarlagt i vilken mån nivåmätning och/eller vattenkemisk provtagning i brunnarna är möjlig. Inför inlämning av tillståndsansökan kommer kompletterande brunnsinformation att inhämtas.

Vid identifiering av de enskilda brunnar som potentiellt kan påverkas av bortledningen av grundvatten från slutförvarsanläggningen, har utgångspunkten varit det MOUSE SHE-beräknade påverkansområdet för sänkningen av grundvattnets tryckhöjder i berg på nivån 50 m.u.h., baserat på årsmedelvärden för år 2006 och tätningsfallet  $K_{inj} = 10^{-7}$  m/s. Specifikt visar tidigare brunnsinventering /Ludvigson 2002/ att nivån 50 m.u.h. är ett ”typiskt” djup för bergborrade brunnar i Forsmarksområdet, varför detta påverkansområde är relevant som utgångspunkt vad gäller bergborrade brunnar. Tabell A3-2 i Bilaga 3 samt Figur 6-7 visar de enskilda brunnar som är belägna inom eller nära detta påverkansområde. Notera att det påverkansområde som visas i kartbilden i Figur 6-7 avser avsänkningen av grundvattenytan, beräknat med MOUSE SHE för samma förutsättningar som ovan.

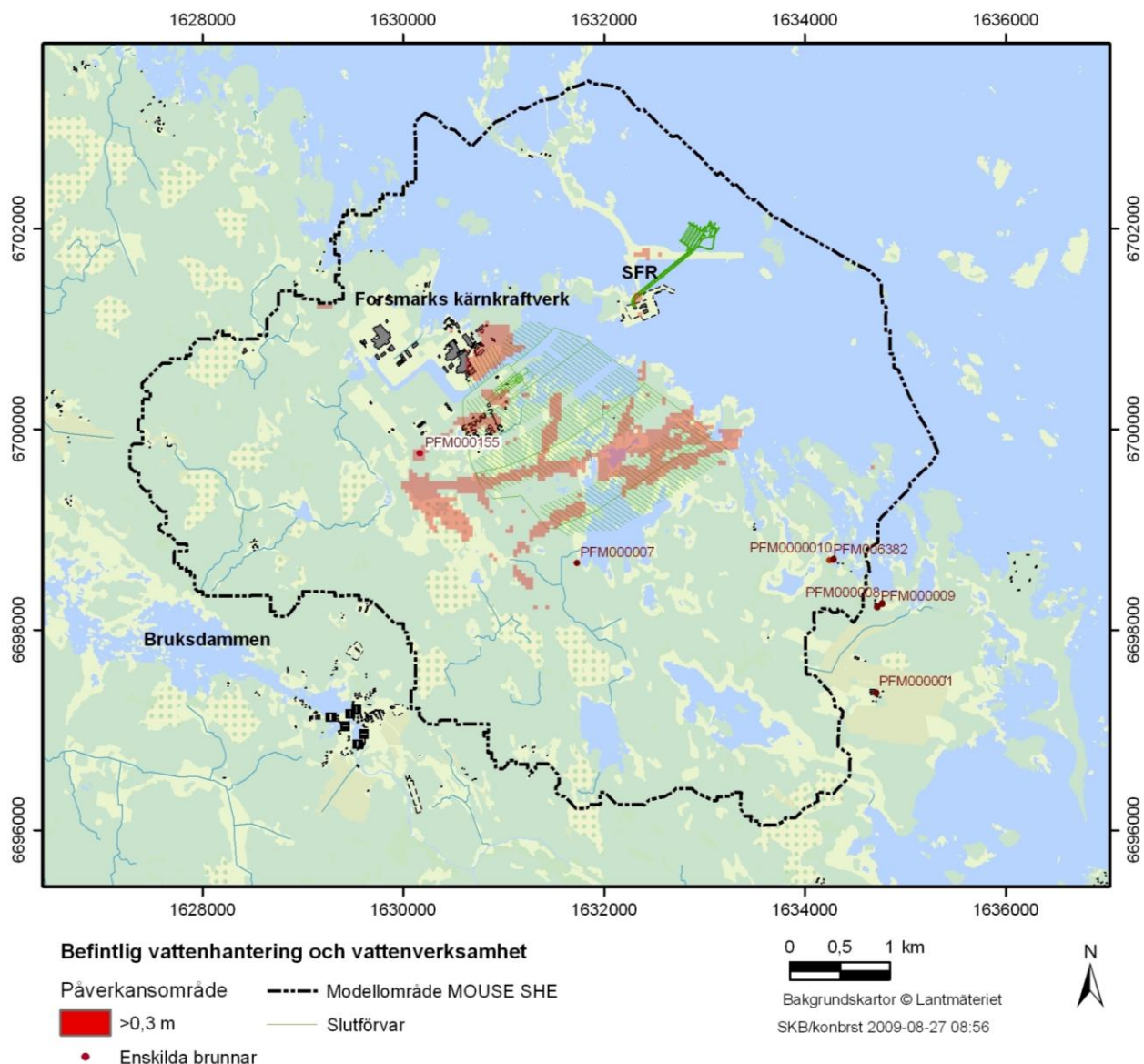
Inom påverkansområdet för sänkningen av grundvattnets tryckhöjder i berg har två bergbrunnar identifierats på fastigheten Forsmark 3:38. Av dessa används endast en brunn enligt uppgift för bevattning. Man kan även notera att en jordbrunn är belägen inom det nämnda påverkansområdet. Denna brunn (belägen på fastigheten Forsmark 3:32) används inte, på grund av dålig vattenkvalitet /Ludvigson 2002/. Förutom dessa

tre brunnar, kan ytterligare två brunnar identifieras inom påverkansområdet (på fastigheterna Forsmark 3:51 och Forsmark 6:5). För dessa brunnar saknas dock för närvarande uppgifter om brunnstyp och i vilken mån de används. Ytterligare en bergbrunn på fastigheten Forsmark 6:5 är belägen inom påverkansområdet, ca 850 m norr om FKA:s kylvattenkanal. Denna brunn (SGU brunnarkiv ID 901031492) har införts i SGU:s brunnarkiv på senare år. Eftersom denna brunn ännu inte är införd i SKB:s GIS-databas, är den inte med i Figur 6-7.

Två bergbrunnar (på fastigheterna Forsmark 3:34 och Elvisjö 3:3) och en jordbrunn (på fastigheten Forsmark 3:33) är belägna inom ca 500 m från gränsen för påverkansområdets yttre gräns. En av bergbrunnarna och jordbrunnen (som dock inre var tagen i drift vid tiden för brunnsinventeringen år 2002) används eventuellt för dricksvattenförsörjning. Den andra bergbrunnen (på fastigheten Forsmark 3:34) har enligt uppgift ett järnhaltigt och salt vatten, och används inte för dricksvattenförsörjning /Ludvigson 2002/. En brunn är belägen inom påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning (se Figur 6-7). Detta är brunnen på fastigheten Forsmark 6:5, för vilken närmare uppgift om brunnstyp och användning för närvarande saknas. Kompletterande information om samtliga brunnar som nämns ovan kommer att inhämtas inför inlämning av tillståndsansökan.

Resultat från DarcyTools-modelleringen kan användas för att beskriva konsekvenser för enskilda brunnar i form av saltvattenpåverkan. Enligt avsnitt 5.4, har DarcyTools använts för att studera grundvattenbortledningens effekter på grundvattnets salthalt. Enligt modellberäkningarna ger grundvattenbortledningen inga effekter på grundvattnets salthalt på de förhållandevis begränsade djup som är aktuella för bergborrade enskilda brunnar.

Sammantaget visar således genomförda analyser och bedömningar att grundvattenbortledningen från slutförvarsanläggningen kommer att medföra mycket begränsade och hanterbara konsekvenser för enskild vattenförsörjning i Forsmarksområdet.



*Figur 6-7. Översiktskarta som visar de sju enskilda brunnar som är belägna inom eller nära (inom ungefär 500 m) påverkansområdet för den MOUSE SHE-beräknade sänkningen av grundvattnets tryckhöjder på nivån 50 m.u.h. Kartan anger även lägena för kärnkraftverket och SFR. Notera att det påverkansområde som visas i kartbilden avser avsänkningen av grundvattenytan. Kartan visar även den planerade slutförvarsanläggningens undermarksdelar.*

### 6.3.2 Konsekvenser för befintlig vattenverksamhet, markavvattningsföretag och källor

Enligt avsnitt 4.6.2 bedriver FKA vattenverksamhet i området genom uttag av ytvatten från sjön Bruksdammen för sin vattenförsörjning, samt uttag av havsvatten för kylvattenförsörjning till kärnkraftverket. Ingen av dessa vattenverksamheter påverkas av den vattenverksamhet som är förknippad med bortledande av grundvatten från slutförvarsanläggningen.

Enligt avsnitt 4.6.4 har sedvanlig skogsdikning genomförts i området, men inga markavvattningsföretag är registrerade. Vidare visar en kontroll i SGU:s källarkiv (© Sveriges Geologiska Undersökning) att inga källor finns registrerade i Forsmarksområdet.

## 6.4 Konsekvenser för byggnader och infrastruktur

Som nämns i avsnitt 3.4.1, kan en avsänkning av grundvattenytan ge upphov till marksättningar, vilket i sin tur kan orsaka sättningar av byggnader och infrastruktur. Grundläggningsförhållanden och jordart är viktiga faktorer för uppkomst av sådana sättningar, givet en viss avsänkning av grundvattenytan. Som beskrivs närmare nedan (se även avsnitt 4.2.1), är förhållandena i den övre delen av berget i Forsmark speciella. Specifikt avses då förekomsten av grundvattenförande horisontella (flacka) sprickor inom de övre delarna av berget. Detta innebär att även sänkning av grundvattnets tryckhöjder i sådana sprickor behöver beaktas för att kunna bedöma grundvattenbortledningens konsekvenser i form av sättningar av befintliga byggnader som är grundlagda på berg.

Befintliga byggnader och infrastruktur har identifierats inom det MOUSE SHE-beräknade påverkansområdet för sänkningen av grundvattnets tryckhöjder i berg på nivån 50 m.u.h. (se Figur 5-6). Liksom för övriga typer av konsekvenser (avsnitten 6.1–3), har ett konservativt antagande gjorts genom att utgå från ett helt öppet förvar och det ”sämsta” tätningsfallet,  $K_{inj} = 10^{-7}$  m/s. Liksom tidigare, bör det noteras att det prognostiserade påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning är avsevärt mindre.

### 6.4.1 FKA:s byggnader

#### **Bakgrund**

FKA:s byggnader är belägna inom det prognostiserade påverkansområdet för sänkningen av grundvattnets tryckhöjder i berg på nivån 50 m.u.h. Dessa byggnader är belägna på fastigheterna Forsmark 6:5 och 6:18. Byggnaderna omfattar bland annat reaktorbyggnaderna F1–F3, administrationsbyggnad, förråd, gästförläggning, bostadsområde, vattenverk och Forsmarks hamn. På fastigheten Forsmark 6:8 (som ägs av SKB) finns byggnader tillhörande SFR. På dessa fastigheter finns tillhörande infrastruktur såsom vägar, kraftledningar och VA-ledningssystem.

Som framgår av avsnitt 4.7.1, kommer bostadsområdet (Barackbyn) att flyttas i samband med uppförande av slutförvarsanläggningen och ett nytt logiområde kommer att uppföras av FKA vid Igelgrundet, nordost om kärnkraftverket. Med avseende på dessa planerade byggnader, bör det observeras att den genomförda MOUSE SHE-modelleringen bedöms ge upphov till en betydande avsänkning av grundvattenytan just i detta område (se Figur 5-7 till 5-9 i avsnitt 5.3.2). En stor avsänkning av grundvattenytan som uppstår under och efter förvarets uppförandeskede kan därför behöva beaktas i samband med projektering och utförande av grundläggningen för dessa byggnader.

Av förklarliga skäl utgör reaktorbyggnaderna F1–F3 vid Forsmarks kärnkraftverk sådana objekt för vilka konsekvenser i form av sättningar särskilt bör belysas. /Bono et al. 2009/ har därför sammanställt platsspecifik information och använt denna för att bedöma ihoptryckning av horisontella sprickor i berg och sättningar som kan uppstå för de ovanförliggande reaktorbyggnaderna. De faktorer som styr sådan ihoptryckning och sättningar av byggnader inkluderar följande:

- De horisontella sprickornas förekomst, geometri och deformationsegenskaper.
- De ovanförliggande byggnadernas grundläggning.
- Tidigare bergspänningsförändringar och sättningar i samband med uppförande av byggnaderna.

Baserat på platsspecifik information om ovanstående faktorer samt MOUSE SHE-beräknad sänkning av grundvattnets tryckhöjder på olika nivåer (se avsnitt 5.3.1), gjorde /Bono et al. 2009/ bedömningar gällande ihoptryckning och sättningar vid kärnkraftverket till följd av grundvattenbortledningen från slutförvarsanläggningen. Utredningen fokuserades på reaktorbyggnaden F1, eftersom detta är den reaktorbyggnad som är belägen närmast slutförvarsanläggningen och direkt ovanför några av deponeringstunnlarna (se Figur 6.6). Nedanstående avsnitt beskriver huvuddragen och slutsatserna i utredningen. För ytterligare detaljer, se /Bono et al. 2009/.

### **Förekomst och ihoptryckning av horisontella sprickor i berg**

Som nämnts tidigare i denna rapport, innehåller det ytnära berget i Forsmark så kallade bankningsplan, det vill säga flacka sprickor med stupning 0–20 grader från horisontalplanet (se avsnitt 4.2.1). Nedan används för enkelhets skull beteckningen horisontella sprickor. I samband med uppförandet av kärnkraftverket och kylvattenkanalen på 1970-talet och under SKB:s platsundersökningar 2002–2007, har öppna och/eller sedimentfyllda horisontella sprickor kunnat observeras ned till nivån ca 20 m.ö.h. De observerade sprickornas maximala vidd varierar mellan ca 0,2–0,5 m, generellt med en mindre vidd på större djup. Till exempel vid utsprängningen av kylvattenkanalen observerades sådana horisontella sprickor med en längd på upp till ca 250 m (eventuellt upp till 400 m). Data från SKB:s platsundersökningar visar att de horisontella sprickorna som finns i de övre delarna av berget är grundvattenförande /Follin 2008/.

En sänkning av grundvattnets tryckhöjd (eller vattentrycket) i en horisontell spricka i berget kan leda till en ökning av den så kallade effektiva normalspänningen i sprickan, vilket kan leda till att sprickan trycks ihop. Den effektiva normalspänningen är den del av de vertikala spänningarna (tyngden från ovanförliggande berg, jord, grundvatten och byggnader) som inte bärs upp av vattentrycket. Hur mycket sprickan trycks ihop vid en viss ökning av den effektiva normalspänningen beror på dess så kallade normalstyvhet. Normalstyvheten är en mekanisk egenskap hos sprickan och de eventuella sediment som finns i den. Information som kan användas för att skatta intervall för normalstyvheten för horisontella sprickor i anslutning till kärnkraftverket har sammanställts av /Bono et al. 2009/.

### **Grundläggning av befintliga anläggningar och tidigare sättningar**

Den första reaktorbyggnaden vid kärnkraftverket i Forsmark (F1) började byggas 1972. Samtliga byggnadsdelar vid F1 är grundlagda på berg. Vid denna tid var det väl känt att finkorniga sediment kan orsaka sättningar. De horisontella sprickor i ytnära lägen med finkorniga sediment som man fann i Forsmark, var därför en fråga som utreddes noga inför val av grundläggningsnivå. Vid grundläggningen undveks så långt som möjligt sedimentfyllda sprickor under grundläggningsnivå.

Inför grundläggningen sprängde man bort det ytliga berget ned till grundläggningsnivån. Reaktorinneslutningen och reaktorbyggnadens bärande väggar är

grundlagda på nivån -8 m.ö.h. Specifikt är reaktorinneslutningen grundlagd längs två koncentriska diken i berget som sprängts ned till grundläggningsnivån. Vad gäller turbinfundamenten har inga relationshandlingar återfunnits som ger uppgifter om deras grundläggningsnivå. Det finns dock protokoll och ritningar som visar att injektering genomfördes i berg ca 6 m under fundamentens grundläggning.

De sättningmätningar som utfördes under uppförandet av F1 visade att sättningarna var 2–10 mm år 1975, det vill säga tre år efter byggstart. Dessa sättningar var högre än de som förväntats. Sättningarna antogs bero på inbördes förskjutningar mellan olika bergskivor. Dessa förskjutningar antogs i sin tur bero på dels de pålagda byggnadslasterna och dels på sprängningsarbetena. Borrhålsundersökningar genomfördes under F1, varefter berget under reaktorinneslutningens och reaktorbyggnadens grundläggning injekterades ned till nivån -20 m.ö.h., det vill säga 12 m under grundläggningsnivån vid -8 m.ö.h. Som nämnts ovan, injekterades även berget under turbinfundamenten. Denna injektering genomfördes dock innan de ovannämnda sättningarna hade noterats, och var därför sannolikt planerat redan tidigare.

### **Bedömning av sprickornas bergmekaniska egenskaper och sättningarnas storlek**

Som nämnts ovan, är de horisontella sprickornas normalstyvhet en viktig faktor som styr deras ihoptryckning vid en viss sänkning av vattentrycket i sprickor. I syfte att skatta normalstyvheten hos öppna och sedimentfyllda sprickor i anslutning till F1, genomförde [/Bono et al. 2009/](#) fördjupade studier av data dels från så kallade belastningsförsök som utfördes inför byggnationen av F1 och dels data från litteraturen. Belastningsförsöken i Forsmark omfattade mätningar på plats av bergets deformationsegenskaper (inklusive både bergmassa och sprickor) och provtryckning på intakta bergprover i laboratorium. På sätt kunde [/Bono et al. 2009/](#) göra en skattning av den övre respektive undre gränsen för sprickornas normalstyvhet på olika nivåer i berget under F1.

Den övergripande bedömningen är att valet av grundläggningsnivåer (under sedimentfyllda sprickor; se ovan) innebär att grundvattenbortledningen från slutförvarsanläggningen inte kan ge upphov till några signifikanta sättningar vid kärnkraftverket. Det bör heller inte kunna ske någon signifikant ihoptryckning av horisontella sprickor ned till nivån -20 m.ö.h. under reaktorinneslutningen och reaktorbyggnaden vid F1. Detta motiveras av den injektering som utfördes under dessa byggnadsdelar. Med andra ord bedöms en ihoptryckning endast kunna uppstå i sprickor under nivån -20 m.ö.h. under dessa. Under turbinfundamenten bedöms en ihoptryckning av sprickor dock kunna uppstå mellan nivåerna -10 till -20 m.ö.h., på grund av att injektering under fundamenten endast utförts ned till ca 6 m under deras grundläggningsnivå.

De fördjupade studier som gjordes av [/Bono et al. 2009/](#) visar att sprickornas normalstyvhet är hög, vilket ytterligare bidrar till att risken för skadliga sättningar vid kärnkraftverket bedöms som mycket liten. I syfte att illustrera detta, använde [/Bono et al. 2009/](#) skattade intervall för sprickornas normalstyvhet och prognostiserad maximal sänkning av grundvattnets tryckhöjder på olika nivåer [/Gustafsson et al. 2009a/](#) för att beräkna den maximala sättning som i ett ”värsta fall” kan uppstå till följd av grundvattenbortledningen från slutförvarsanläggningen. Beräkningarna gjordes för olika kombinationer avseende sprickornas normalstyvhet, antal och nivå. På grund den injektering som genomfördes under reaktorinneslutningen och reaktorbyggnaden vid



uppförandet av F1 (se ovan), antogs vid beräkningarna att sprickor under dessa byggnadsdelar endast kan förekomma under nivån -20 m.u.h.

Med avseende på reaktorinneslutningen och reaktorbyggnaden F1, ger beräkningarna av det värsta av de beaktade fallen (med den lägsta normalstyvheten och tre horisontella sprickor) en sättning på maximalt 0,2 mm. Det har då antagits att vertikala rörelser till följd av ihoptryckning av sprickor leder till sättning av samma storlek vid grundläggningsnivån, vilket är ett mycket konservativt antagande. Som nämnts ovan, bedöms ihoptryckning av sprickor under turbinfundamenten kunna uppstå även mellan nivåerna -10 och -20 m.ö.h. Med avseende på fundamenten, gav beräkningarna för det värsta fallet (den lägsta normalstyvheten och åtta horisontella sprickor) en ihoptryckning på upp till ca 0,5 mm. Den maximala differenssättningen som bedöms kunna uppstå mellan två turbinfundament är således endast  $0,2 \text{ mm} + 0,5 \text{ mm} = 0,7 \text{ mm}$ , om man antar att vertikala rörelser till följd av ihoptryckning av sprickor leder till sättning av samma storlek vid grundläggningsnivån.

Sammantaget visar alltså den genomförda sättningsutredningen att grundvattenbortledningen från slutförvarsanläggningen endast kan ge upphov till mycket små sättningar av befintliga anläggningar vid Forsmarks kärnkraftverk.

#### 6.4.2 Övriga byggnader och infrastruktur

Det finns inga övriga byggnader (förutom de som ägs av FKA) inom det prognostiserade påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning. Inom det MOUSE SHE-prognostiserade påverkansområdet för sänkningen av grundvattnets tryckhöjder i berg på nivån 50 m.u.h., finns det befintliga byggnader på följande fastigheter (se Figur 6-8 och 6-9):

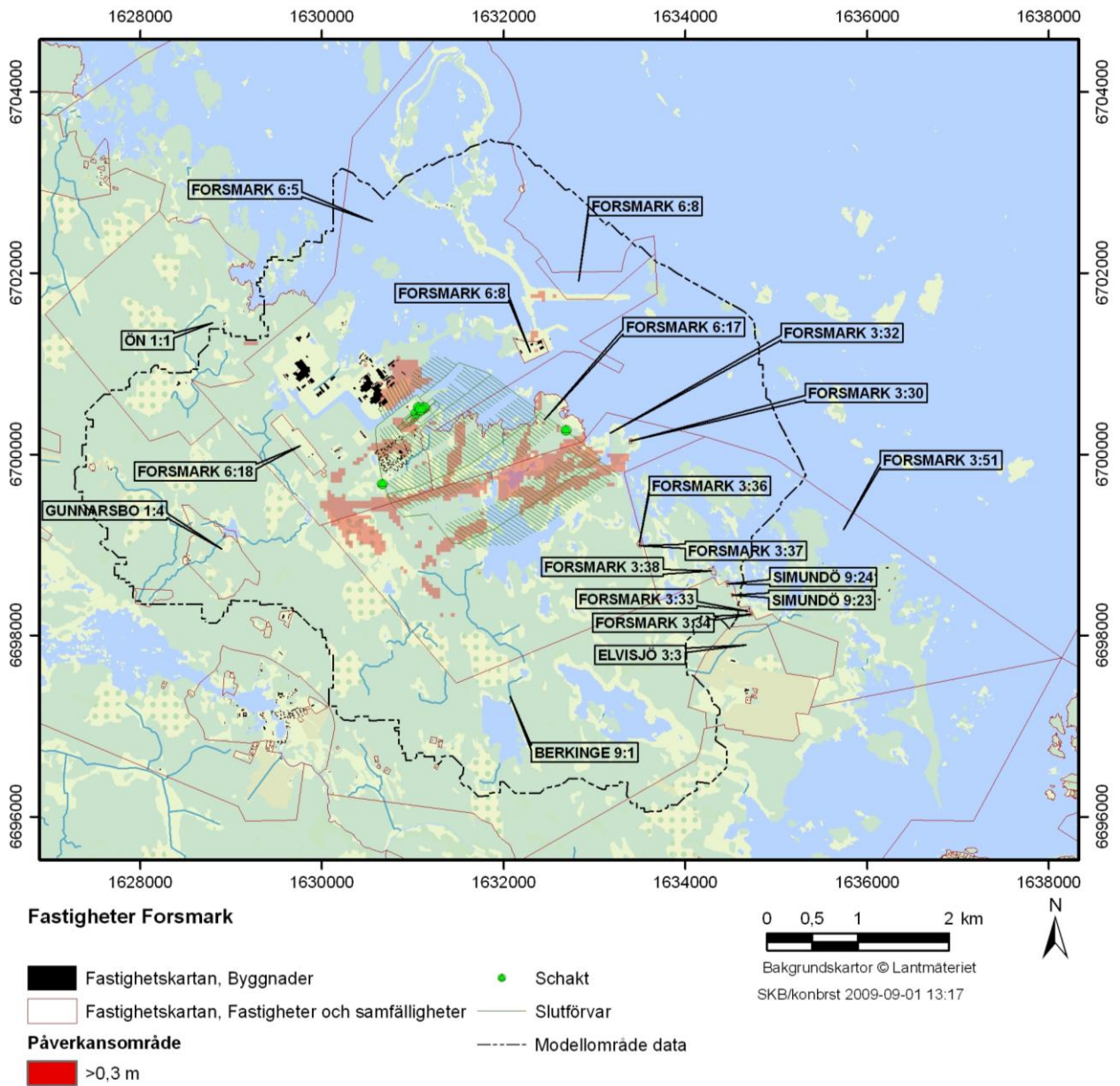
- Fastigheten Forsmark 3:32 vid sjön Bolundsfjärdens västra strand. Ägaren har dock avlidit under år 2009 och fastigheten har köpts av SKB.
- Fastigheterna Forsmark 3:36, Forsmark 3:37, Forsmark 3:38 och Forsmark 3:51, belägna öster om Bolundsfjärden.

Som framgår ovan, är samtliga ovannämnda byggnader belägna utanför påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning. Vidare är byggnaderna belägna i områden som enligt jordartskartan /Hedenström och Sohlenius 2008/ består av morän på berg, vilket innebär att byggnaderna inte bedöms ha grundvattenberoende grundläggning. Baserat på resultaten av MOUSE SHE-modelleringen och informationen i jordartskartan, bör inga konsekvenser i form av sättningar kunna uppstå på de ovannämnda byggnaderna.

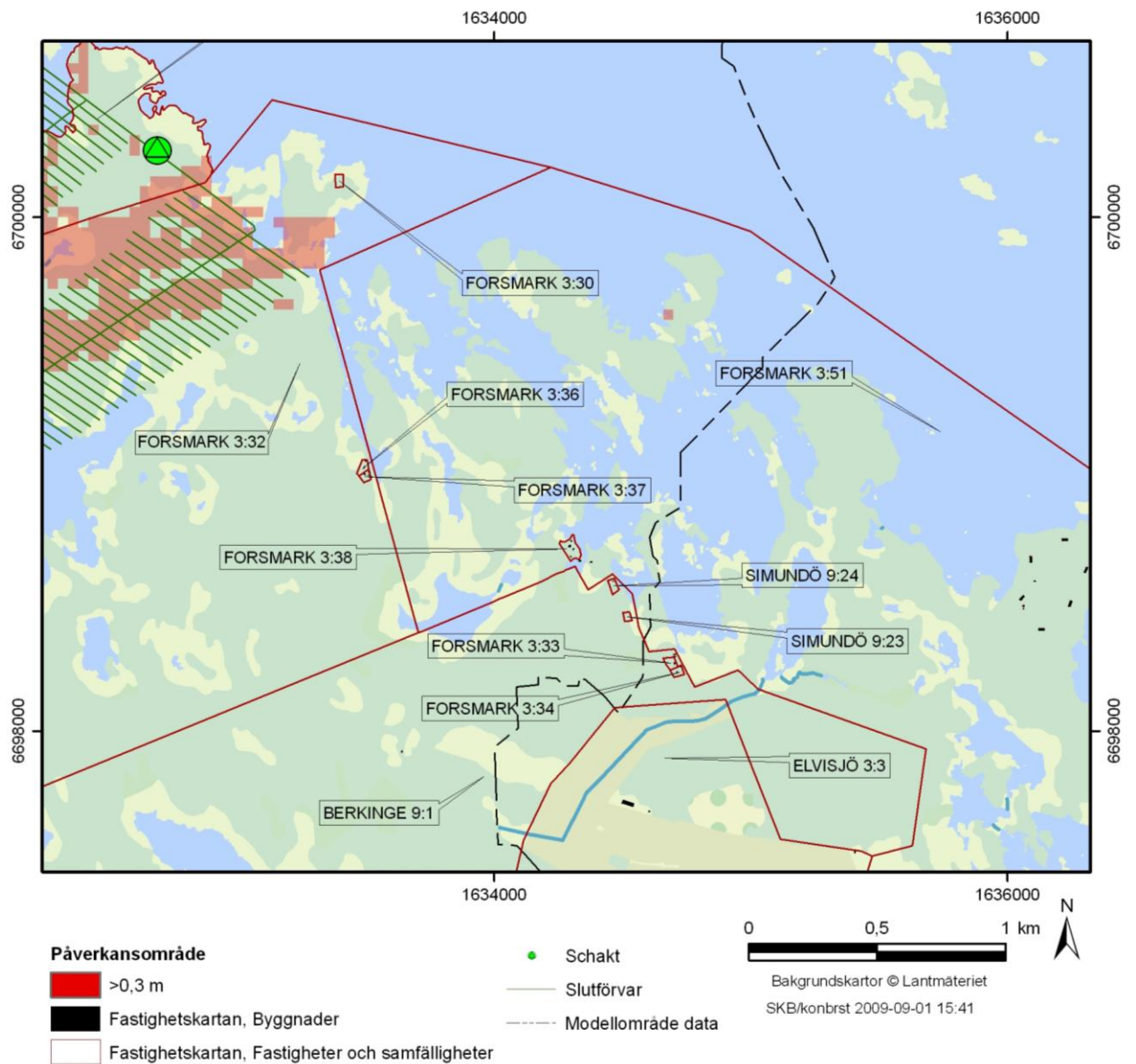
Fastigheten Simundö 9:24, öster om Bolundsfjärden, är belägen i kanten av det prognostiserade påverkansområdet för sänkningen av grundvattnets tryckhöjd i berg på nivån 50 m.u.h. På fastigheten finns det två byggnader, som enligt jordartskartan /Hedenström och Sohlenius 2008/ är belägna i ett område med morän. Eftersom även denna fastighet och dess byggnader är belägna långt utanför det prognostiserade påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning (se Figur 6-8 och Figur 6-9), finns det heller inte någon risk för sättnings-skador på byggnaderna.

En kort sträcka (200 m) av vägen mellan riksväg 76 och Forsmarks kärnkraftverk är belägen inom det prognostiserade påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning. Denna vägsträcka är enligt jordartskartan /Hedenström och Sohlenius 2008/ grundlagd

på morän på berg och bör därför inte ha grundvattenberoende grundläggning. En närliggande del av vägsträckan korsar ett sankt område och kan vara mer sättningssärlig. Inför tillståndsansökan lämnas in, kommer mer detaljerade uppgifter att inhämtas rörande vägavsnittets grundläggning.



**Figur 6-8.** Översiktskarta som visar fastigheter och befintliga byggnader i förhållande till påverkansområdet för den MOUSE SHE-beräknade avsänkning av grundvattenytan. Kartan visar även den planerade slutförvarsanläggningens undermarksdelar.



**Figur 6-9.** Översiktskarta som visar en förstoring av fastigheterna i den nedre, högra delen av kartan i Figur 6-8.

## 7 Förebyggande, begränsande och kompensande åtgärder

Detta kapitel anger åtgärder för att förebygga, begränsa och kompensera grundvattenbortledningens effekter och konsekvenser. Det bör noteras att detaljundersökningar och -projekteringar med anledning av de angivna förslagen ännu inte är genomförda, varför kapitlet ska ses en beskrivning av principlösningar. En utförandeplan avseende kontrollprogram och åtgärder kommer att tas fram i samråd med tillsynsmyndigheten innan vattenverksamheten kommer till stånd. Som nämnts tidigare, kommer ett förslag till kontrollprogram för den planerade vattenverksamheten att ingå i ett samlat kontrollprogram som ges in som bilaga till ansökan enligt MB /SKB 2009a/.

### 7.1 Förebyggande åtgärder

Injektering av förvarets undermarksdelar är den viktigaste förebyggande åtgärden med avseende på grundvattenbortledningen. Sådana åtgärder beskrivs i avsnitt 2.3.

### 7.2 Begränsande åtgärder – vattentillförsel till kalkgölar och rikkärr

Som framgår av konsekvensbeskrivningen i avsnitt 6.1.4, bedöms grundvattenbortledningen ge upphov till mycket stora eller stora konsekvenser för ett antal våtmarksobjekt. Vidare bedöms enligt avsnitt 6.1.6 konsekvenserna bli mycket stora för arterna gölgroda och gulyxne, vilka är skyddade enligt Artskyddsförordningen (SFS 2007:845). Förutom tillstånd för vattenverksamhet enligt 11 kap. MB, kräver därför grundvattenbortledningen även dispens enligt Artskyddsförordningen.

I detta avsnitt behandlas vattentillförsel till kalkgölar och rikkärr som metod för att bevara deras naturvärden och begränsa konsekvenserna för de arter som finns i kalkgölar och rikkärr, inklusive gölgroda och gulyxne. Enligt vad som beskrivs ovan, utgör vattentillförseln en åtgärd inom ramen för prövningen enligt 11 kap. MB, men kommer även att vara viktig komponent i en kommande, separat ansökan om dispens enligt Artskyddsförordningen.

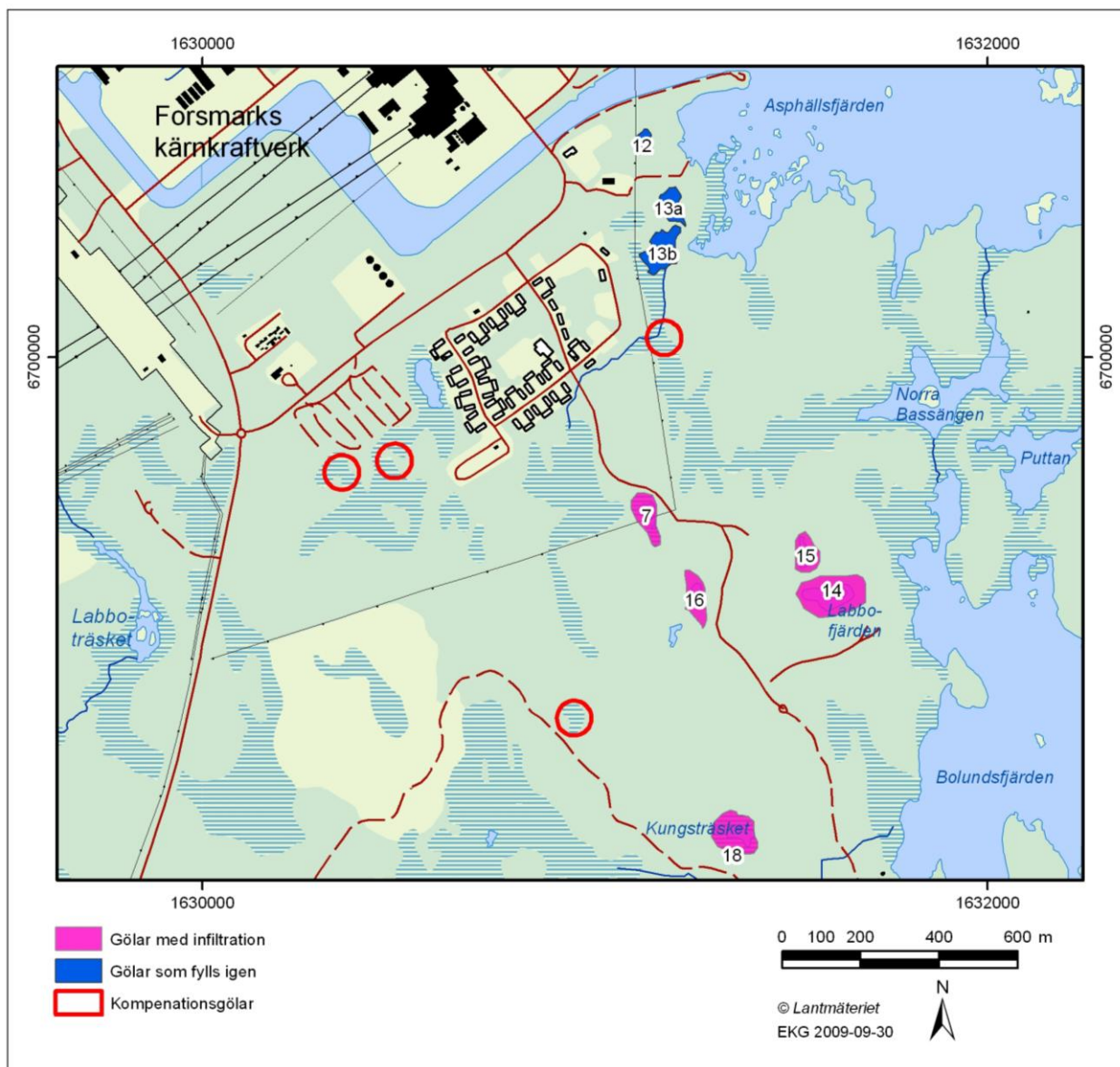
Grundläggande aspekter som behöver beläggas för att kunna bedöma den tekniska och ekologiska genomförbarheten för denna typ av åtgärd är vattenbehov och vattentillgång (mängd och kvalitet), samt vattenöverföring och vattentillförsel. Dessa aspekter behandlas i nedanstående avsnitt.

#### 7.2.1 Vattenbehov och vattenkvalitet

/Mårtensson et al. 2009/ använde modellverktyget MOUSE SHE för att bedöma de vattenmängder som kan komma att erfordras för att upprätthålla opåverkade yt- och grundvattennivåer i anslutning till kalkgölar och rikkärr. Den metod som använts innebär att MOUSE SHE-modellen beräknar den vattentillförsel som krävs för att upprätthålla yt- och grundvattennivåer enligt de modellberäknade tidsserierna för opåverkade förhållanden. Det bör noteras att metoden innebär att man i princip kan utgå från vilken tidsserie som helst, till exempel en uppmätt tidserie.

Analysen genomfördes för tolv våtmarksobjekt inom det område som undersökts av /Hamrén och Collinder 2009/; objekt 6a, 7, 9, 11c, 14-18, 21c, 22 och 23 (se Bilaga 1 samt översiktskarta i Figur 6-1 i avsnitt 6.1.3). Av de studerade objekten har sex stycken objekt (7, 14-16, 18 och 23) naturvärdesklassats som klass 1 (nationellt värde), och de är belägna helt eller delvis inom det prognostiserade påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning, eller i nära anslutning till påverkansområdet (se avsnitt 6.1.3). Lägena för fem av dessa objekt visas i översiktskartan i Figur 7-1. I figuren visas även preliminärt föreslagna lägen för kompensationsgölar, med anledning av de gölar som kommer att fyllas igen i samband med anläggandet av slutförvarsanläggningens driftområde (se avsnitt 7.4.1).

I samband med den ekologiska fältinventeringen /Hamrén och Collinder 2009/ har gölgröda observerats i fem av de ovannämnda våtmarksobjekten (7, 14-16, 18) och orkidén gulyxne i två objekt (7 och 16). De övriga fyra våtmarksobjekten där dessa arter observerats kommer antingen att fyllas igen i samband med anläggandet av slutförvarsanläggningens driftområde, eller är belägna långt bort från påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning (se avsnitt 6.1.4). Detta innebär att ovannämnda sex våtmarksobjekt är de som bör kunna bli föremål för vattentillförsel.



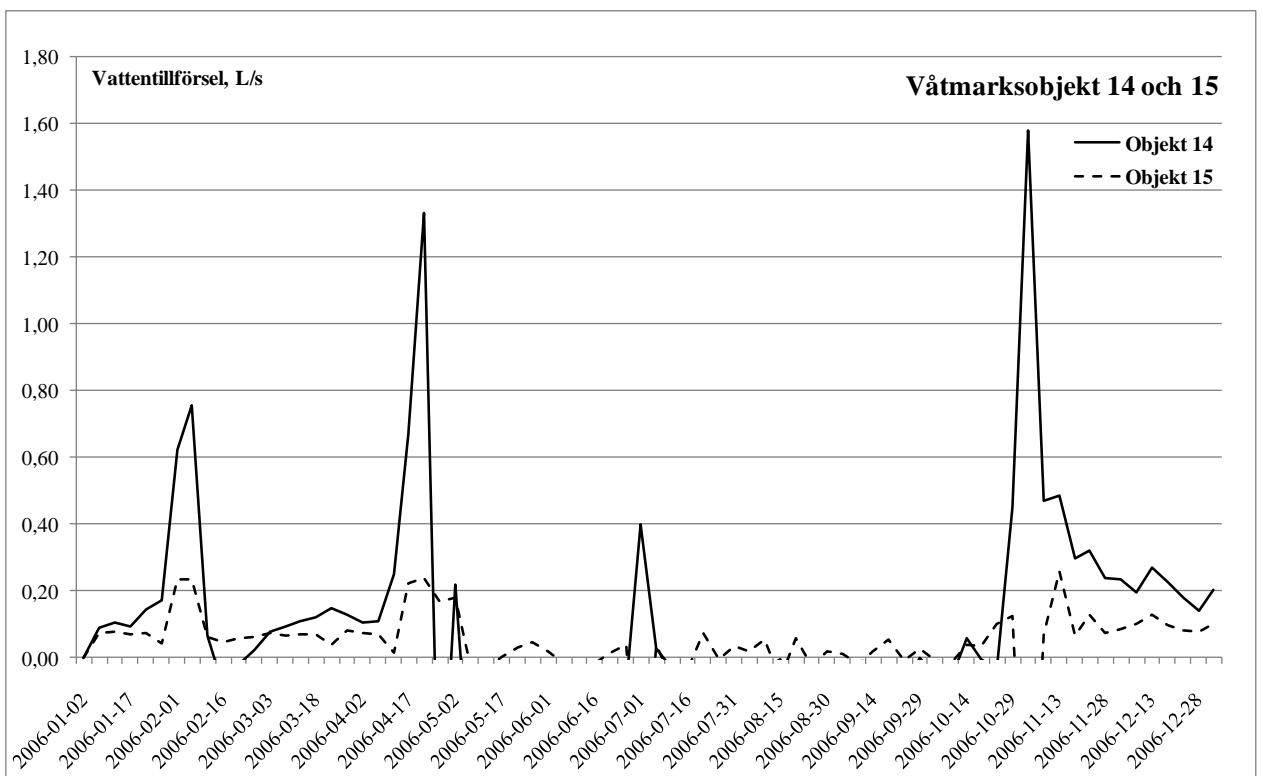
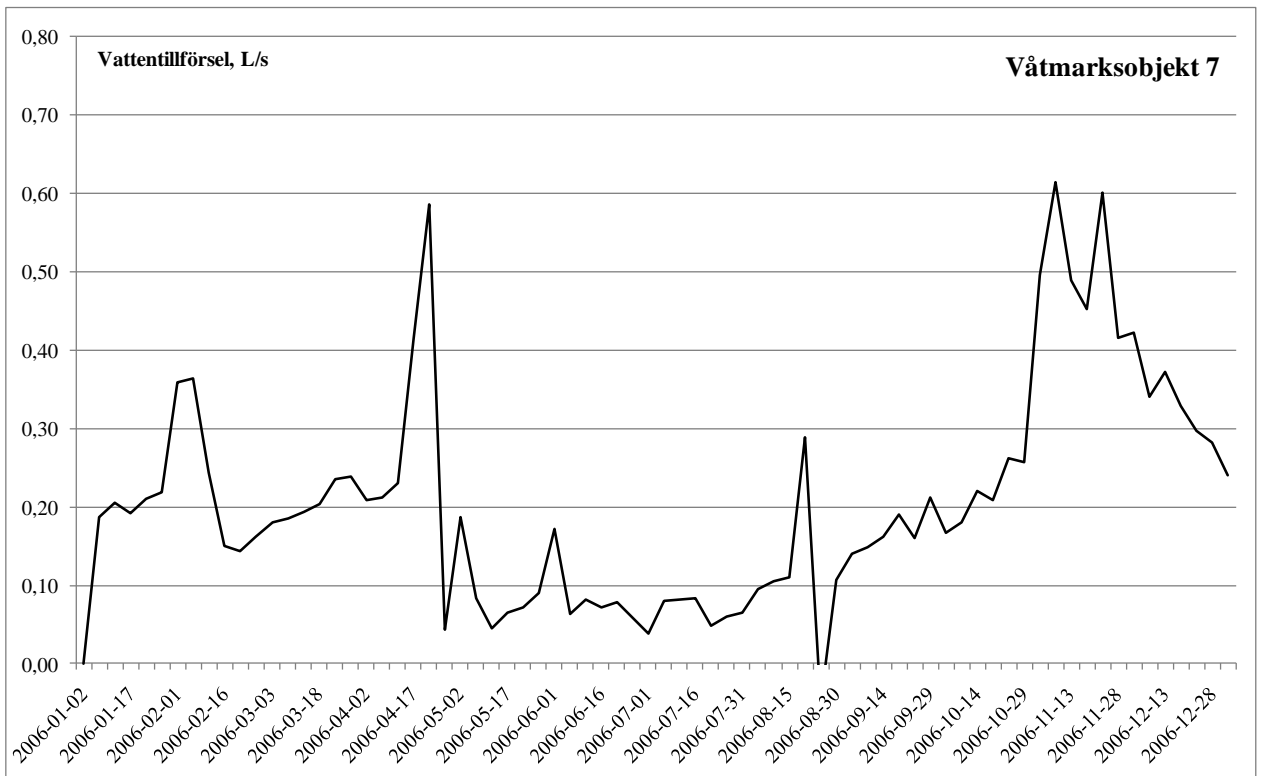
**Figur 7-1.** Översiktskarta som visar lägena för de våtmarker som kan bli aktuella för vattentillförsel ("Gölar med infiltration"). Kartan visar även preliminärt föreslagna lägen för kompensationsgölar, med anledning av de gölar som kommer att fyllas igen i samband med anläggandet av slutförvarsanläggningens driftområde (se [Werner et al. 2009a](#)).

Tabell [7-1](#) sammanfattar uppgifter och beräkningsresultat för de ovannämnda sex våtmarksobjekten som studerades i [Mårtensson et al. 2009](#), i termer av deras ytor, den modellberäknade medelavsänkning av grundvattenytan (se även avsnitt [6.1.3](#)), samt det modellberäknade vattenbehovet under det studerade året 2006. Avsänkning av grundvattenytan är beräknad för ett helt öppet förvar samt tätningsfallet  $K_{inj} = 10^{-7}$  m/s. Observera att i MOUSE SHE-modellen tillfördes vatten samtidigt till samtliga studerade objekt, vilket kan medföra en viss interferens mellan närliggande objekt. Eftersom syftet med studien endast är att bedöma storleksordningen på erforderliga vattenflöden, har eventuella interferenser underordnad betydelse i sammanhanget.

Som visas i Tabell 7-1, representerar objekten olika förutsättningar för vattenbehovet, dels i termer av objektens ytor och dels med avseende på medelavsänkningen av grundvattenytan och ytvattennivån inom objekten. För de flesta av objekten i tabellen är vattenbehovet litet (i medel någon tiondels L/s eller mindre), eftersom de är små och avsänkningen är liten. Enligt /Mårtensson et al. 2009/ kan vattenbehovet vara större (i medel upp till 0,5–3 L/s) för större våtmarksobjekt där avsänkningen samtidigt är större. Vattenbehovet per objekt för de tolv studerade våtmarksobjekten är i medel 0,6 L/s och som årsmedelvärde är deras totala vattenbehov 7 L/s. Årsmedelvärdet av det totala behovet för de sex objekten i Tabell 7-1 är som visas 2,6 L/s. Även det maximala vattenbehovet varierar mellan objekten, från 0,3 L/s för objekt 15 till 4,3 L/s för objekt 23. Summan av de maximala vattenbehoven för samtliga våtmarksobjekt i tabellen är drygt 9 L/s. Detta utgör dock ett ”värsta fall”, eftersom det maximala vattenbehovet under året inte infaller samtidigt för alla objekt.

| <b>Tabell 7-1. Ungefärliga ytor, modellberäknad medelavsänkning av grundvattenytan och beräknat medelvattenbehov för ett urval våtmarksobjekt i Forsmark. Observera att objektens ytor avser ytorna i MOUSE SHE-modellen, som har en rumslig upplösning i horisontalplanet på 40 gånger 40 m /Mårtensson et al. 2009/.</b> |                                     |  |  |                            |      |
|--|-------------------------------------|--|--|----------------------------|------|
| Objekt-ID<br>(Figur 6-1)   | Ungefärlig<br>yta (m <sup>2</sup> ) | Medelavsänkning<br>av grundvatten-<br>ytan (m) | Medelavsänkning<br>av ytvattennivån<br>(m) | Vattenbehov, år 2006 (L/s) |      |
|  |                                     |  |  | Medel                      | Max. |
| 7  | 8 000                               | Ca 0,7   | 0,05                                       | 0,2                        | 0,6  |
| 14   | 14 000                              | < 0,1  | 0,01                                       | 0,2                        | 1,6  |
| 15   | 5 000                               | < 0,1  | 0,01                                       | 0,06                       | 0,3  |
| 16   | 5 000                               | < 0,1  | < 0,001                                    | 0,05                       | 0,8  |
| 18   | 11 000                              | < 0,1  | 0,03                                       | 0,2                        | 1,6  |
| 23   | 46 000                              | Ca 3,5   | 0,02                                       | 1,9                        | 4,3  |
| Summa  |                                     |  |  | 2,6                        | 9,2  |

Figur 7-2 visar exempel på MOUSE SHE-beräknade tidsserier (för år 2006) för den vattentillförsel (L/s) som enligt modellen krävs för att upprätthålla grund- och ytvattennivån inom de tre våtmarksobjekten 7, 14 och 15. Enligt Figur 7-2 är vattenbehovet olika stort under året, varierande mellan små behov under sommaren och stora behov under vår och höst. Även motsvarande tidsserier för övriga studerade våtmarker /Mårtensson et al. 2009/ visar att vattentillförsel till våtmarker i Forsmark bör ske via ett styr- och reglersystem, eftersom vattenbehovet varierar i tiden.



**Figur 7-2.** Exempel på MOUSE SHE-beräknade tidsserier på den vattentillförsel (L/s) som enligt modellen krävs för att upprätthålla grund- och ytvattennivån inom våtmarksobjekten 7 (övre bilden), 14 och 15 (nedre bilden).



En känslighetsanalys /Mårtensson et al. 2009/ visar att mer eller mindre vatten kan behövas jämfört med Tabell 7-1, om vattengenomsläppligheten i jordlagren under våtmarkerna är högre eller lägre än vad som antagits för att ta fram uppgifterna i tabellen. Analysen visar på en osäkerhetsmarginal som är i storleksordningen 30–40 %. Även inbegripet denna osäkerhetsmarginal, visar MOUSE SHE-beräkningarna att de mängder vatten som kan behöva tillföras till våtmarker i Forsmarksområdet kan ses som praktiskt hanterbara, även om tillförsel behöver ske till ett antal våtmarker samtidigt. Ett vattenbehov på maximalt i storleksordningen 10 L/s bör kunna göras tillgängligt med relativt rimliga insatser (se vidare nedan).

Det är viktigt att det vatten som tillförs våtmarkerna inte innehåller några föroreningar och att det även i övrigt har en kemisk sammansättning som liknar den i våtmarkerna. Exempel på kemiska parametrar som kan ha betydelse för biota i våtmarkerna är det tillförda vattnets salthalt, pH, alkalinitet och dess innehåll av näringsämnen (kväve och fosfor), löst organiskt kol (DOC), kalcium, järn och mangan. I syfte att söka karaktärisera det vatten som finns i våtmarkerna, har i slutet på år 2008 ett program påbörjats med regelbunden provtagning och kemisk analys på ytvatten från fyra våtmarksobjekt med höga naturvärden (14, 16, 18 och 49; se Figur 6-1 i avsnitt 6.1.3). För att få en så bred bild som möjligt av våtmarkernas vattenkemiska karaktär, omfattar analyserna ett stort antal parametrar, inklusive de som nämns ovan.

En jämförelse mellan hittills erhållna resultat (med provtagning och analys varannan månad under ett års tid) och vattenkemiska data från sjöar och bäckar i Forsmark /Tröjbom et al. 2007/, visar att våtmarkernas vattenkemiska karaktär i stora drag liknar de hos sjöarna och bäckarna. Ytvatten i våtmarkerna kan därmed sägas vara ”typiska” för övriga ytvatten i området. Det är dock vissa kemiska karaktärsdrag hos våtmarkerna som kan vara viktiga att beakta vid tillförsel av vatten. Av dessa kan nämnas högt pH (7,5-8), låg kloridhalt (10–20 mg/L) och hög kalciumhalt (40–70 mg/L). Utifrån dessa analysresultat, kan man till exempel dra slutsatsen att kloridhalten i det tillförda vattnet bör vara lägre än 20 mg/L, vilket är en viktig faktor att beakta då man söker lämpliga ”vattenkällor” i ett kustnära område som Forsmark.

## 7.2.2 Vattentillgång och vattenkvalitet

För att försörja systemet med vatten behövs en ”vattenkälla” med tillräcklig tillgång och godtagbar vattenkvalitet. Baserat på genomgången rörande vattenbehovet i tidigare avsnitt, anges nedan en bedömning av lämpligheten med olika alternativa vattenkällor.

- **Vatten från sjön Bruksdammen:** Sjön Bruksdammen vid Forsmarks by används som råvattenförsörjning till FKA:s vattenverk (se avsnitt 4.6.2). Ett system för vattentillförsel till våtmarker skulle kunna försörjas via FKA:s intagsledning för råvatten. Vattentillgången och vattenkvaliteten är goda, och det aktuella vattenbehovet ryms inom FKA:s befintliga vattendom och pump- och ledningskapacitet (Per Bons, FKA, pers. komm. 2008). Avståndet från vattenverket är dock långt för flertalet av de våtmarker som kan bli aktuella. Sammantaget bedöms råvatten från sjön Bruksdammen vara lämplig som primär vattenkälla för vattentillförsel till våtmarker. För att få tillgång till vattnet behövs ett civilrättsligt avtal mellan SKB och FKA.
- **Grundvatten från befintliga eller nya borrhål:** I Forsmarksområdet kan det generellt anses vara goda möjligheter att erhålla grundvatten i tillräcklig mängd från borrhål i berg. Om grundvatten från borrhål används som vattenkälla, behöver

troligen luftning ske för att avskilja järn och mangan. Baserat på de tidigare undersökningarna av möjligheterna att använda grundvatten från borrhål i berg för FKA:s vattenförsörjning (se avsnitt 4.6.1) är bedömningen dock att det finns en risk för saltvattenpåverkan vid stora och/eller långvariga grundvattenuttag. En jämförelse med vattenkemiska data från SKB:s borrhål i jord och berg /Tröjbom et al. 2007/ visar att grundvattnets salthalt i regel är högre än salthalten i de provtagna våtmarkerna redan på relativt måttliga djup. Undantagen utgörs av ett grundvattenrör i jord (SFM0049), hammarborrhålet HFM03 och de övre delarna av hammarborrhålen HFM04, -13, -15, -19, vilka uppvisar en förhållandevis låg salthalt jämfört med övriga rör och borrhål i området. Med tanke på den generellt höga salthalten, bedöms grundvatten från borrhål inte vara lämpligast som primär vattenkälla för vattentillförseln. Bortledning av grundvatten är en tillståndspliktig vattenverksamhet.

- **Ytvatten från en lokal sjö:** Uttag av sjövattnet är ett alternativ som skulle kunna ge en stabil vattenförsörjning. Bolundsfjärden (se Figur 4-1 i avsnitt 4.1), vilken är den största sjön i området, bör ge goda möjligheter att erhålla tillräckligt med vatten. Sjön är också centralt belägen i förhållande till de våtmarker till vilka vattentillförsel kan bli aktuellt. En jämförelse med vattenkemiska data från Bolundsfjärden /Tröjbom et al. 2007/ visar dock att salthalten i sjön i regel är högre än salthalten i de provtagna våtmarkerna. Sjön kan periodvis innehålla bräckt vatten på grund av saltvatteninträngning från havet vid hög havsnivå. Bolundsfjärden bedöms därför inte vara lämpligast som primär vattenkälla. Bortledning av ytvatten från en sjö är en anmälningspliktig vattenverksamhet, om bortledningen är högst 1 000 m<sup>3</sup>/dygn (dock högst 200 000 m<sup>3</sup>/år).
- **Ytvatten från en lokal bäck:** Kemiska analyser av bäckvattnet /Tröjbom et al. 2007/ visar att salthalten i bäckarna med vissa undantag är något högre än salthalten i de provtagna våtmarkerna. En tillräckligt låg salthalt har dock uppmätts dels i bäcken mellan sjöarna Gunnarsboträsket och Labboträsket, och dels i bäcken mellan sjöarna Eckarfjärden och Bolundsfjärden, uppströms biflödet från sjön Gällsboträsket (se Figur 4-1 i avsnitt 4.1). Enligt fleråriga vattenföringsmätningar /Johansson 2008/ är medelvattenföringen i dessa bäckar i storleksordningen 10–30 L/s. Enligt mätserierna förekommer det dock relativt långa perioder med låg eller ingen vattenföring, framförallt under sensommar och tidig höst. Detta innebär att bäckarna skulle behöva kompletteras med någon annan vattenkälla under dessa delar på året. Av denna anledning bedöms ytvatten från någon av dessa bäckar inte vara lämpligast som primär vattenkälla. Bortledning av ytvatten från ett vattendrag är en anmälningspliktig vattenverksamhet, om bortledningen är högst 600 m<sup>3</sup>/dygn (dock högst 100 000 m<sup>3</sup>/år).
- **Vatten från slutförvarsanläggningens undermarksdelar:** Rent principiellt kan det vatten som pumpas upp från slutförvarsanläggningen nyttjas som vattenkälla. Detta vatten kommer dock att utgöra en blandning mellan grundvatten som läcker in till förvaret och bruksvatten från borrnings- och sprängningsarbeten. Vattnet kommer därför att innehålla bland annat nitrat- och ammoniumkväve från sprängmedelsanvändning /Ridderstolpe och Stråe 2007/. Kvävehalten i bergdränaget från rampen kan förväntas avta efter uppförandeskedet. Det skulle även vara möjligt att ta vatten från ett ”vattenförsörjningshål” som borrar från rampen in i berget. Dock kan salthalten i grundvattnet vara hög på grund av närheten till havet och kylvattenkanalen. Ett sådant borrhål bedöms vara möjligt att använda som primär

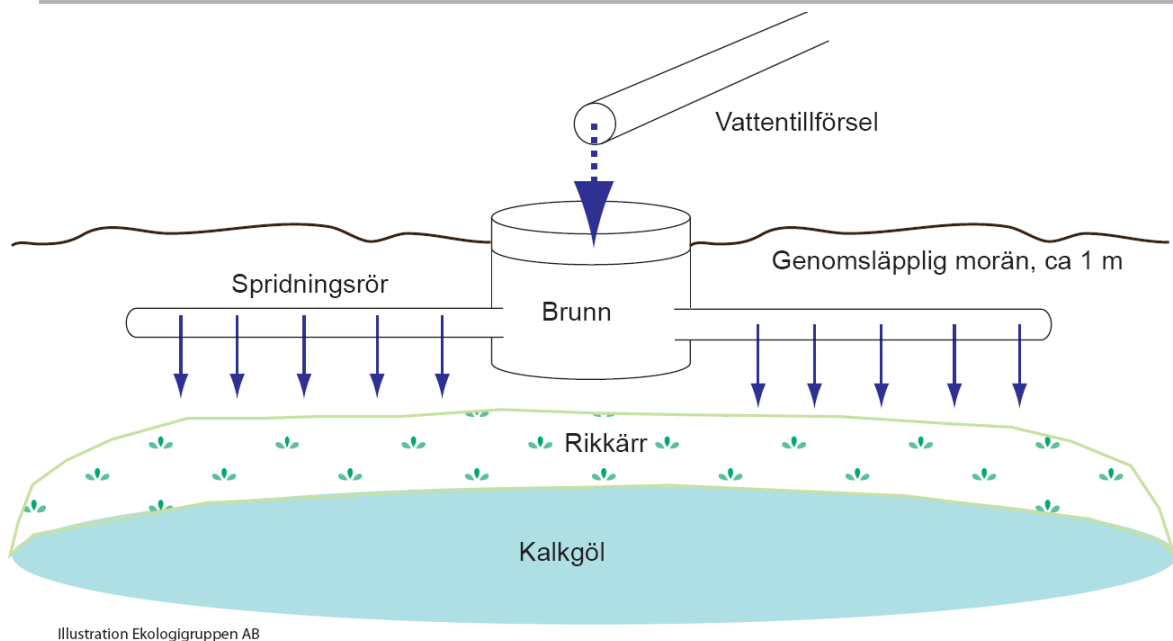
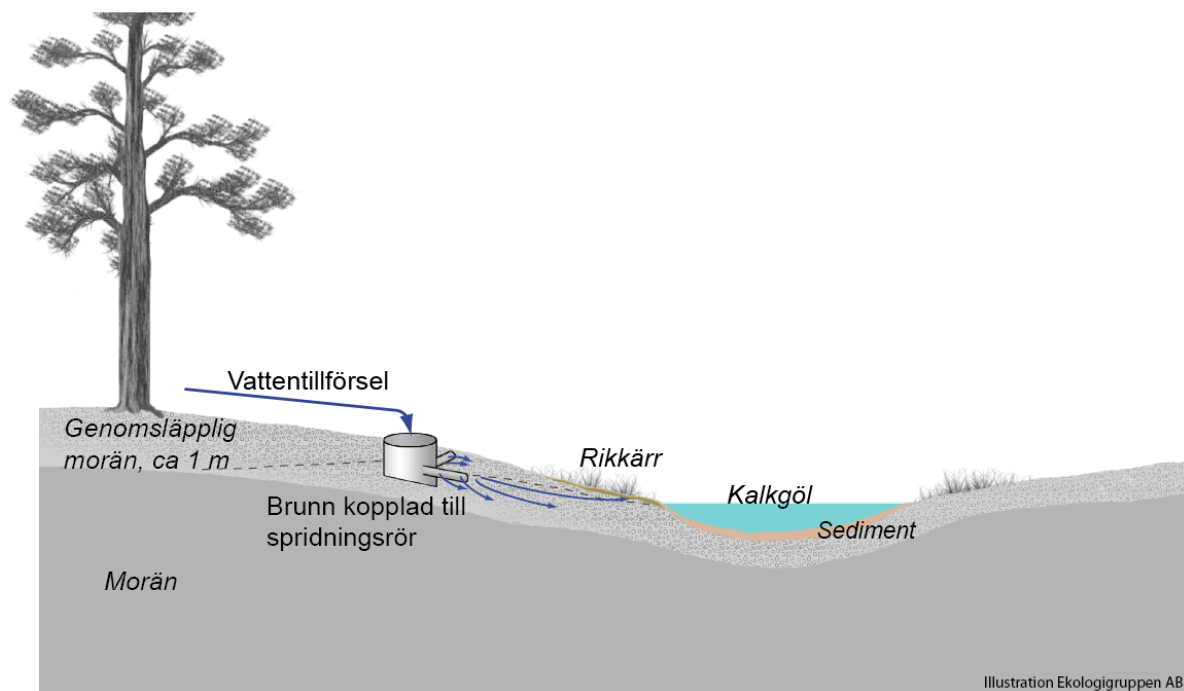
vattenkälla, om vattnet inte visar sig vara för salt. Bortledning av grundvatten är en tillståndspliktig vattenverksamhet.

Sammantaget bedöms det finnas goda möjligheter att med en eller en kombination av vattenkällor försörja våtmarker i Forsmarksområdet med vatten av rätt mängd och kvalitet. Att använda vatten från sjön Bruksdammen förefaller vara det mest invändningsfria alternativet, med hänsyn till dess jämna och tillförlitliga vattentillgång och vattenkvalitet. Vatten från ett ”vattenförsörjningshål” som borrar in i berget från rampen kan också vara ett alternativ. Vilken vattenkälla som bedöms vara lämpligast behöver dock utredas närmare innan slutligt val kan göras.

### 7.2.3 Överföring och tillförsel till kalkgölar och rikkärr

För överföring av vatten från en eller flera vattenkällor till kalkgölar och rikkärr behövs ett system med pump och huvudledning /Ekvall et al. 2009/. För att reducera ingrepp och kostnader bör huvudledningen vara markförlagd och därmed eluppvärmd. För vattenöverföringen krävs pump samt troligen ett styr- och reglersystem (se avsnitt 7.2.1).

Tillförseln kan uppdelas på våtmarkernas göldel (i förekommande fall) och rikkärtsdel. Tillförseln till en göl kan ske direkt med slang. För rikkärtsdelen kan man anlägga och nyttja en brunn, kopplad till hålförsedda spridningsrör (”dräneringsrör”); se principskisserna i Figur 7-3. Vid en detaljprojektering behöver man beakta faktorer som markfrost, kringfyllnad samt möjligheter till spolning av ledningar och rör. Vattnet tillförs brunnen, och sprids via spridningsrören inom den övre delen av moränen, lämpligen i en sluttning ner mot våtmarken på ett avstånd av 10–15 m från denna. Den övre ca 1 m av moränen i Forsmark har generellt en högre vattengenomsläpplighet jämfört med moränen djupare delar /Johansson 2008/. Detta innebär att det tillförda vattnet sannolikt kommer att flöda mot rikkärret inom den övre delen av moränen. På grund av det stora kalkinnehållet i moränen kommer kalkning sannolikt inte att behövas. Det är viktigt att få rätt lutning på spridningsrören, så att inte vatten tillförs marken enbart i enstaka punkter, till exempel i någon av spridningsrörens ändrar.



**Figur 7-3.** Principskisser som illustrerar den beskrivna metoden för tillförsel av vatten till rikkärr och kalkgöl. Som komplement kan vid behov vattentillförsel till göldelen ske med slang (visas inte i bilderna).

#### 7.2.4 Genomförbarhet, konsekvenser efter åtgärder och uppföljning

Sammantaget bedöms det som tekniskt och ekologiskt genomförbart att bevara naturvärden och arter i kalkgölar och rikkärr genom den beskrivna metoden för vattentillförsel. Detta innebär att grundvattenbortledningen från slutförvarsanläggningen inte ska medföra några ekologiska konsekvenser för de kalkgölar och rikkärr till vilka vattentillförseln sker. Den konkreta genomförbarheten och hur väl åtgärderna fungerar för enskilda våtmarksobjekt, i delområden av sådana och/eller för enskilda arter går

däremot inte att bedöma utan mer detaljerade undersökningar av de objekt, delområden och arter som åtgärderna berör. En mer detaljerad utredning behöver därför göras inför ett eventuellt genomförande.

Vattentillförseln utgör tillståndspliktig vattenverksamhet. Genomförandet är förknippat med ingrepp i naturen i form av ledningsdragningar och övriga installationer, vilket gör att den estetiska utformningen är viktig. Efter beslut om genomförande kan det därför ta en viss tid innan ledningsdragningar och installationer är gjorda och vattentillförseln kan påbörjas.

På grund av de stora ingreppen som nämns ovan, kommer åtgärder av denna typ att genomföras om det finns en risk för bestående negativ ekologisk påverkan. Man behöver därför ta fram konkreta och mätbara kriterier för när åtgärden ska genomföras. Detta görs lämpligen i samband med utförandeplanen avseende kontrollprogram och åtgärder som kommer att tas fram i samråd med tillsynsmyndigheten. Generellt innefattar detta en långsiktig uppföljning av grund- och ytvattennivåer, kombinerat med återkommande ekologiska inventeringar. Om åtgärden genomförs, kan som nämnts tidigare vattentillförseln behöva styras för att bibehålla de naturliga grund- och ytvattennivåvariationerna över året. Detta innebär att en uppföljning även behövs efter det att åtgärden satts in, för en eventuell justering av vattentillförselns styrning.

Förutom de begränsande åtgärder som är inriktade på kalkgölar, rikkärr och tillhörande arter, bedöms inga begränsade åtgärder vara nödvändiga. Som framgår av avsnitt 6.4.1, har exempelvis en utredning utförts avseende ihoptryckning av horisontella sprickor i berget och sättningar av ovanförliggande reaktorbyggnader inom FKA:s område. Enligt utredningen kan grundvattenbortledningen från slutförvarsanläggningen endast ge upphov till mycket små sättningar av befintliga anläggningar vid Forsmarks kärnkraftverk. Av denna anledning bedöms inga begränsade åtgärder vara nödvändiga med avseende på sättningar på byggnader.

## **7.3 Kompenserande åtgärder**

### **7.3.1 Naturvärden**

Inga kompensationsåtgärder bedöms behöva genomföras med avseende på grundvattenbortledningens konsekvenser för naturvärden. Det kan dock nämnas att två av de gölar där gölgröda observerats (våtmarksobjekt 12 och 13a, se Figur 7-1 och avsnitt 6.1.6) kommer att fyllas igen i samband med anläggandet av slutförvarsanläggningens driftområde. Även igenfyllnaden kräver därför dispens enligt Artskyddsförordningen (SFM 2007:845) från Länsstyrelsen i Uppsala Län. Som del av en kommande, separat ansökan om dispens enligt Artskyddsförordningen, kommer det därför att föreslås att ett antal nya gölar anläggs som kompensation för de förlorade livsmiljöerna för gölgröda (se /Werner et al. 2009a/).

### **7.3.2 Enskilda brunnar**

Om det uppstår negativa konsekvenser för vattenförsörjningen från enskilda brunnar till följd av grundvattenbortledningen, kommer SKB att ersätta vattenförsörjningen med andra lösningar, till exempel vattenförsörjning från annan brunn. Även i detta fall (se avsnitt 7.2) behövs det konkreta och mätbara kriterier för när åtgärden ska genomföras, som lämpligen också görs i samband med utförandeplanen avseende kontrollprogram och åtgärder som kommer att tas fram i samråd med tillsynsmyndigheten. Generellt innefattar detta en långsiktig uppföljning av grundvattennivåer och grundvattenkvalitet.

## Referenser

- Adill A, Karås P, Ljunghager F, Mo K, Didrikas T, Sevastik A, 2006. Biologisk recipientkontroll vid Forsmarks kärnkraftverk. Årsrapport för 2006. Fiskeriverkets Kustlaboratorium, Öregrund.
- Axelsson C-L, Follin S, 2000. Grundvattensänkning och dess effekter vid byggnation och drift av ett djupförvar. SKB R-00-21, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Bono N, Fredriksson A, Maersk Hansen L, 2009. Sättningsanalys Forsmarks kärnkraftverk – aggregat 1 (remissversion september 2009), Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Bosson E, Berglund S, 2006. Near-surface hydrogeological model of Forsmark. Open repository and solute transport applications – Forsmark 1.2. SKB R-06-52, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Bosson E, Sassner M, Gustafsson L-G, 2008. Numerical modelling of surface hydrology and near-surface hydrogeology at Forsmark. Site descriptive modelling, SDM-Site Forsmark. SKB R-08-09, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Bosson E, Sassner M, Sabel U, Gustafsson L-G, 2009. Numerical modelling of hydrology and near-surface hydrogeology. SR-Site Forsmark. SKB R-09-XX, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Brunberg A, Blomqvist P, 1998. Vatten i Uppsala län 1997. Beskrivning, utvärdering, åtgärdsförslag. Rapport nr 8/1998, Upplandsstiftelsen.
- Brydsten L, 2004. A mathematical model for lake ontogeny in terms of filling with sediments and macrophyte vegetation. SKB TR-04-09, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Brydsten L, 2006. A model for landscape development in terms of shoreline displacement, sediment dynamics, lake formation, and lake choke-up processes. SKB TR-06-40, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Brydsten L, Engqvist A, Näslund J-O, Lindborg T, 2009. Förväntade extremvattennivåer för havsytan vid Forsmark och Laxemar-Simpevarp fram till år 2100. SKB R-09-06, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Ekman M, 1996. A consistent map of the postglacial uplift of Fennoscandia. Terra Nova 8/2, 158–165.
- Ekvall J, Hane T, Pettersson N, Thureson M, 2009. Överföring av vatten till våtmarker i Forsmark – bedömning av vattentillgång, utförande och kostnader. Tyréns.
- Emmelin A, Brantberger M, Eriksson M, Gustafson G, Stille H, 2007. Rock grouting. Current competence and development for the final repository. R-07-30, Svensk Kärnbränslehantering AB.

- Ericsson L O, Hultberg H, 2003. Effekter av grundvattensänkning och vattenuttag på grundvattenbildning och vattenkvalitet i kristallin berggrund – Syntes av resultat från fältförsök i Äspö och Gårdsjön under perioden 1997-2002. Publ B 512, Geologiska institutionen, Chalmers Tekniska Högskola.
- Florgård C, Linnér H, Olsson M, Olsson S, Persson G, Wiklander G, 2000. Grundvattensänkning på Hallandsås. Effekter på natur, jordbruk och skogsbruk. Samhälls- och landskapsplanering nr. 11, Inst. för landskapsplanering Ultuna, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Follin S, Hartley L, Jackson P, Roberts D, Marsic N, 2008. Conceptual model development and numerical modelling using CONNECTFLOW, Forsmark modellering stage 2.3. SKB R-08-23, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Follin S, 2008. Bedrock hydrogeology Forsmark. Site descriptive modelling, SDM-Site Forsmark. SKB R-08-95, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Gustafsson L-G, Gustafsson A-M, Aneljung M, Sabel U, 2009a. Effects on surface hydrology and near-surface hydrogeology of an open repository in Forsmark. Results of modelling with MOUSE SHE. SKB R-08-121, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Gustafsson L-G, Gustafsson A-M, Aneljung M, Sabel U, 2009b. Effects on surface hydrology and near-surface hydrogeology of an open repository in Forsmark. Results of supplementary modelling with MOUSE SHE. SKB R-09-XX, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Hamrén U, Collinder P, 2009. Vattenverksamhet i Forsmark. Ekologisk fältinventering och naturvärdesklassificering samt beskrivning av skogsproduktionsmark. SKB R-09-XX, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Hamrén U, Collinder P, Allmér J, 2009. Konsekvenser av anläggning av slutförvar för använt kärnbränsle på naturvärden i Forsmark. SKB R-09-XX, Svensk Kärnbränslehantering AB. Titel m m?
- Hartley L, Jackson P, Joyce S, Roberts D, Shevelan J, Swift B, Gylling B, Marsic N, Hermanson J, Öhman J, 2007. Hydrogeological pre-modelling exercises: Assessment of impact of the Äspö Hard Rock Laboratory – Sensitivities of palaeo-hydrogeology – Development of a local near-surface Hydro-DFN for KLX09B-F. Site descriptive modelling, SDM-Site Laxemar. SKB R-07-57, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Hedenström A, Sohlenius G, 2008. Description of regolith at Forsmark. Site descriptive modelling, SDM-Site Forsmark. SKB R-08-04, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Hedenström A, Sohlenius G, Strömgren M, Brydsten M, Nyman H, 2008. Depth and stratigraphy of regolith at Forsmark. Site descriptive modeling, SDM-Site Forsmark. SKB R-08-07, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Hultberg H, Ericsson L O, Hultengren S, Mossmark S, 2005. Effekter av grundvattensänkning och vattenuttag på grundvattenbildning och vattenkvalitetsutveckling i kristallin berggrund. Slutrapport av fas 1 från fältförsök i Äspö och Gårdsjön under perioden 1997-2005. Rapport 2005:17, Inst. för bygg- och miljöteknik, Chalmers Tekniska Högskola.

- Ignell H, Carlsson J, Lundkvist E, Ramstedt H, Wahlman H, 2006. Naturmiljöbeskrivning och preliminär bedömning av konsekvenser för naturmiljö. Slutförvar för använt kärnbränsle i Forsmark. SKB P-06-101, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Johansson P-O, 2008. Description of surface hydrology and near-surface hydrogeology at Forsmark. Site descriptive modelling, SDM-Site Forsmark. SKB R-08-08, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Kellner E, 2003. Wetlands – different types, their properties and functions. SKB TR-04-08, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Knutsson G, Morfeldt C-O, 1993. Grundvatten – teori & tillämpning. Svensk Byggtjänst.
- Lindborg T (ed.), 2008. Surface system Forsmark. Site descriptive modelling, SDM-Site Forsmark. SKB R-08-11, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Ludvigson J-E, 2002. Brunnsinventering i Forsmark. SKB R-02-17, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Löfgren A (ed), 2008. The terrestrial ecosystems at Forsmark and Laxemar-Simpevarp. Site descriptive modelling, SDM Site. SKB R-08-01, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Mårtensson E, Gustafsson L-G, Bosson E, 2009. Bortledande av grundvatten från en slutförvarsanläggning i Forsmark – effekter på hydrologiska och hydrogeologiska förhållanden i våtmarker och skogsområden. Resultat av modellering med MOUSE SHE. SKB R-09-XX, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Naturvårdsverket, 2008. Vattenverksamheter. Handbok för tillämpningen av 11 kapitlet i mljöbalken. Naturvårdsverket Handbok 2008:5.
- Nilsson T, 2009. Påverkan av permanent grundvattensänkning på fysikaliska, biologiska och kemiska egenskaper samt processer i olika marker. Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Nordén S, Söderbäck B, Andersson E, 2008. The limnic ecosystems at Forsmark and Laxemar-Simpevarp. Site descriptive modelling, SDM-Site. SKB R-08-02, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Painter S, Sun A, 2005. Representation of an open repository in groundwater flow models. SKB R-05-10, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Påsse T, 1997. A mathematical model of past, present and future shore level displacement in Fennoscandia. SKB TR 97-28. Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Ridderstolpe P, Stråe D, 2007. Omhändertagande av förorenade vattenflöden från ett slutförvar i Forsmark. SKB P-07-147, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Sidenvall J, Birgersson L, 1998. Påverkan på växtligheten av sänkt grundvattenyta vid ett djupförvar. SKB R-98-04, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB, 2006a. Prioritering av utformningsalternativ för eventuellt slutförvar i Forsmark. SKB R-06-09, Svensk Kärnbränslehantering AB.



- SKB, 2007. Final repository facility. Underground design premises/D2. SKB R-07-33, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB, 2008a. Site description of Forsmark at completion of the site investigation phase. SKB TR-08-05, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB, 2008b. Geovetenskapligt undersökningsprogram för utbyggnad av SFR. SKB R-08-67, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB, 2008c. Plan 2008. Kostnader från och med år 2010 för kärnkraftens radioaktiva restprodukter. Svensk kärnbränslehantering AB.
- SKB, 2009a. Byggnation och drift av anläggningar för mellanlagring, inkapsling och slutförvar av använt kärnbränsle. Förslag till kontrollprogram. Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB, 2009b. Underground design Forsmark, layout D. SKB R-09-XX, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB, 2009c. Preliminär miljökonsekvensbeskrivning (MKB). Mellanlagring, inkapsling och slutförvaring av använt kärnbränsle. Svensk Kärnbränslehantering AB.
- SKB, 2009d. Slutförvarsanläggning för använt kärnbränsle, SFK. Anläggningsbeskrivning – layout D, Forsmark. SKB R-09-12, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Sohlenius G, Hedenström A, 2009. Platsundersökning Forsmark. Stratigrafiska undersökningar av våtmarksobjekt. SKB P-09-XX, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Svensson U, 2006. The Forsmark repository. Changes in the flow, pressure and salinity fields, due to a repository for spent nuclear fuel. SKB R-05-57, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Svensson U, Follin S, 2009. Groundwater flow modelling of the excavation and operation periods – SR-Site Forsmark. Svensk Kärnbränslehantering AB (utkast).
- Söderbäck B (ed.), 2008. Geological evolution, palaeoclimate and historical development of the Forsmark and Laxemar-Simpevarp areas. Site descriptive modelling, SDM-Site. SKB R-08-19, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Tröjbom M, Söderbäck B, Johansson P-O, 2007. Hydrochemistry of surface water and shallow groundwater. Site descriptive modelling, SDM-Site Forsmark. SKB R-07-55, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Werner K, Hamrén U, Collinder P, Ridderstolpe P, 2009a. Vattenverksamhet i Forsmark I. Vattenverksamheter ovan mark. Ansökansrapport, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Werner K, Lundholm L, Johansson P-O, 2009b. Platsundersökning Forsmark. Installation av grundvattenrör och pegelrör i kalkgölar och rikkärr. SKB P-09-XX, Svensk Kärnbränslehantering AB.
- Wijnblad 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.

Östhammars kommun, 2003a. Kommunal översiktsplan för Östhammars kommun. Del 1 – Kommunövergripande förutsättningar och mål.

Östhammars kommun, 2003b. Kommunal översiktsplan för Östhammars kommun. Del 2 – Regler och vägledningar.

## Bilaga 1 – Förteckning över våtmarksobjekt

| Tabell A1-1. Identifierade och naturvärdesklassade våtmarksobjekt inom det område som undersökts av /Hamrén och Collinder 2009/. |                                  |                            |   |
|--|----------------------------------|----------------------------|---|
| Objekt-ID (Figur 6-1)  | Objektsbeskrivning               | Naturvärdeklass            | Läge, ev. namn & övriga noteringar        |
| 1  | Medelrikkärr                     | Regionalt värde (klass 2)  |   |
| 2  | Extremrikkärr                    | Regionalt värde (klass 2)  |   |
| 3  | Extremrikkärr                    | Regionalt värde (klass 2)  |   |
| 6a   | Medelrikkärr                     | Regionalt värde (klass 2)  |   |
| 6b   | Medelrikkärr                     | Kommunalt värde (klass 3)  |   |
| 6c   | Extremrikkärr                    | Regionalt värde (klass 2)  |   |
| 7  | Rikkärr och kalkgöl              | Nationellt värde (klass 1) |   |
| 8a   | Sjö                              | Kommunalt värde (klass 3)  | Sjön Tjärnpussen                          |
| 8b   | Medelrikkärr                     | Regionalt värde (klass 2)  |   |
| 9  | Medelrikkärr                     | Regionalt värde (klass 2)  |   |
| 11   | Vassdominerat kärr               | Lokalt värde (klass 4)     |   |
| 11a  | Extremrikkärr                    | Regionalt värde (klass 2)  |   |
| 11b  | Strandäng                        | Lokalt värde (klass 4)     |   |
| 11c  | Extremrikkärr                    | Regionalt värde (klass 2)  |   |
| 11d  | Vassdominerat kärr               | Lokalt värde (klass 4)     |   |
| 11e  | Extremrikkärr                    | Regionalt värde (klass 2)  |   |
| 12   | Liten sjö/göl                    | Nationellt värde (klass 1) | Inom driftområdet; kommer att fyllas igen |
| 13a  | Liten sjö/göl                    | Nationellt värde (klass 1) | Inom driftområdet; kommer att fyllas igen |
| 13b  | Liten sjö/göl                    | Nationellt värde (klass 1) | Inom driftområdet; kommer att fyllas igen |
| 14   | Extremrikkärr och kalkgöl        | Nationellt värde (klass 1) | Norra Labbofjärden                        |
| 15   | Medelrikkärr och kalkgöl         | Nationellt värde (klass 1) | Norra Labbokärret                         |
| 16   | Extremrikkärr och kalkgöl        | Nationellt värde (klass 1) | Västra Labbokärret                        |
| 17   | Intermediärt rikkärr och kalkgöl | Regionalt värde (klass 2)  |   |

Tabell A1-1. Forts.

| Objekt-ID (Figur 6-1) | Objektsbeskrivning           | Naturvärdeklass            | Läge, ev. namn & övriga noteringar        |
|-----------------------|------------------------------|----------------------------|---|
| 18                    | Rikkärr och kalkgöl          | Nationellt värde (klass 1) | Kungsträsket                              |
| 19                    | Extremrikkärr                | Regionalt värde (klass 2)  |   |
| 21                    | Vassområde med liten sjö/göl | Lokalt värde (klass 4)     | Kring sjön Puttans norra strand           |
| 21c                   | Kalkfuktäng                  | Regionalt värde (klass 2)  |   |
| 22                    | Extremrikkärr                | Regionalt värde (klass 2)  |   |
| 23                    | Extremrikkärr och göl        | Nationellt värde (klass 1) |   |
| 34                    | Vassdominerat rikkärr        | Lokalt värde (klass 4)     |   |
| 36                    | Vassdominerat kärr           | Lokalt värde (klass 4)     | Inom driftområdet; kommer att fyllas igen |
| 37                    | Intermediärt kärr            | Lokalt värde (klass 4)     |   |
| 38                    | Vassområde                   | Lokalt värde (klass 4)     | Kring sjön Gällsboträsket                 |
| 39                    | Våtmarker och sjö            | Kommunalt värde (klass 3)  | Vid sjön Labboträsket                     |
| 45                    | Kalkfuktäng                  | Kommunalt värde (klass 3)  |   |
| 46a                   | Extremrikkärr                | Regionalt värde (klass 2)  | Vid sjön Fräkengropen                     |
| 46b                   | Intermediärkärr              | Kommunalt värde (klass 3)  | Vid sjön Fräkengropen                     |
| 47                    | Göl                          | Lokalt värde (klass 4)     |   |
| 48                    | Medelrikkärr                 | Regionalt värde (klass 2)  | Vid sjön Djupsundsdelarna                 |
| 48a                   | Medelrikkärr                 | Regionalt värde (klass 2)  | Vid sjön Djupsundsdelarna                 |
| 49                    | Extremrikkärr                | Nationellt värde (klass 1) | Vid sjön Vambörsfjärden                   |
| 65                    | Intermediärt kärr och göl    | Kommunalt värde (klass 3)  |   |
| 66                    | Medelrikkärr                 | Regionalt värde (klass 2)  | Vid sjön Bolundsfjärden                   |
| 67                    | Kärr och göl                 | Kommunalt värde (klass 3)  | Vid sjön Djupsundsdelarna                 |
| 68                    | Intermediärkärr och göl      | Kommunalt värde (klass 3)  | Vid sjön Djupsundsdelarna                 |
| 69                    | Gölar med omgivande vassar   | Lokalt värde (klass 4)     |   |
| 69a                   | Medelrikkärr                 | Kommunalt värde (klass 3)  |   |
| 70                    | Skogsbevuxet extremrikkärr   | Regionalt värde (klass 2)  |   |
| 71                    | Extremrikkärr                | Nationellt värde (klass 1) | Vid sjön Gällsboträsket                   |

Tabell A1-1. Forts.

| Objekt-ID (Figur 6-1) | Objektsbeskrivning     | Naturvärdeklass           | Läge, ev. namn & övriga noteringar |
|-----------------------|------------------------|---------------------------|------------------------------------|
| 72                    | Strandäng              | Lokalt värde (klass 4)    | Vid kusten                         |
| 73                    | Strandäng              | Lokalt värde (klass 4)    | Vid kusten                         |
| 74                    | Kalkfuktäng            | Kommunalt värde (klass 3) | Vid sjön Bolundsfjärden            |
| 75                    | Kalkfuktäng            | Lokalt värde (klass 4)    | Vid sjön Bolundsfjärden            |
| 76                    | Mosaikartade vassar    | Lokalt värde (klass 4)    | Vid sjön Norra Bassängen           |
| 77                    | Mosaikartade vassar    | Lokalt värde (klass 4)    | Vid sjön Norra Bassängen           |
| 78                    | Mosaikartade vassar    | Lokalt värde (klass 4)    | Vid sjön Bolundsfjärden            |
| 79                    | Mosaikartade vassar    | Lokalt värde (klass 4)    | Vid sjön Bolundsfjärden            |
| 80                    | Medelrikkärr           | Kommunalt värde (klass 3) | Vid sjön Djupsundsdelarna          |
| 81                    | Intermediärkärr        | Lokalt värde (klass 4)    |                                    |
| 81a                   | Kalkfuktäng            | Lokalt värde (klass 4)    |                                    |
| 82                    | Intermediärkärr        | Lokalt värde (klass 4)    | Vid sjön Bolundsfjärden            |
| 83                    | Intermediärkärr        | Lokalt (klass 4)          | Vid sjön Bolundsfjärden            |
| 84                    | Vassar                 | Lokalt värde (klass 4)    | Vid sjön Vambörsfjärden            |
| 85                    | Intermediärkärr        | Lokalt värde (klass 4)    | Vid sjön Vambörsfjärden            |
| 86                    | Vassar                 | Lokalt värde (klass 4)    | Vid sjön Graven                    |
| 87                    | Medelrikkärr/strandäng | Kommunalt värde (klass 3) | Vid sjön Bolundsfjärden            |
| 88                    | Mosaikartade vassar    | Lokalt värde (klass 4)    | Vid sjön Bolundsfjärden            |
| 89                    | Mosaikartade vassar    | Lokalt värde (klass 4)    | Vid sjön Bolundsfjärden            |
| 90                    | Kalkfuktäng            | Kommunalt värde (klass 3) | Vid sjön Bolundsfjärden            |
| 91                    | Vassar                 | Lokalt värde (klass 4)    | Vid sjön Bolundsfjärden            |
| 92                    | Vassar                 | Lokalt värde (klass 4)    | Vid sjön Bolundsfjärden            |
| 93                    | Medelrikkärr           | Lokalt värde (klass 4)    |                                    |
| 100                   | Strandäng              | Regionalt värde (klass 2) |                                    |
| 102                   | Strandäng              | Regionalt värde (klass 2) |                                    |

## Bilaga 2 – Förteckning över skogsobjekt

| <b>Tabell A2-1. Identifierade och naturvärdesklassade skogsobjekt inom det område som undersökts av /Hamrén och Collinder 2009/.</b> |                           |  |
|--|---------------------------|--|
| <b>Objekt-ID (Figur 6-5)</b>   | <b>Objektsbeskrivning</b> | <b>Naturvärdesklass</b>  |
| 4  | Sumpskog                  | Lokalt värde (klass 4); ingår i område med naturvärde enligt Länsstyrelsen |
| 5  | Kalkbarrskog              | Kommunalt värde (klass 3)  |
| 6e   | Hällmarkstallskog         | Regionalt värde (klass 2)  |
| 9a   | Hällmarkstallskog         | Regionalt värde (klass 2)  |
| 10   | Dikad sumpskog            | Lokalt värde (klass 4)   |
| 10a  | Sumpskog                  | Kommunalt värde (klass 3)  |
| 24   | Kalkbarrskog              | Kommunalt värde (klass 3); objekt med naturvärde enligt Skogsstyrelsen     |
| 25   | Kalkbarrskog              | Kommunalt värde (klass 3)  |
| 26a  | Kalkbarrskog              | Regionalt värde (klass 2); nyckelbiotop enligt Skogsstyrelsen              |
| 26b  | Kalkbarrskog              | Kommunalt värde (klass 3)  |
| 26c  | Kalkbarrskog              | Kommunalt värde (klass 3)  |
| 26d  | Kalkbarrskog              | Lokalt värde (klass 4)   |
| 27   | Kalkbarrskog              | Regionalt värde (klass 2); nyckelbiotop enligt Skogsstyrelsen              |
| 28a  | Kalkbarrskog              | Regionalt värde (klass 2); nyckelbiotop enligt Skogsstyrelsen              |
| 28b  | Kalkbarrskog              | Kommunalt värde (klass 3)  |
| 28c  | Kalkbarrskog              | Regionalt värde (klass 2)  |
| 28d  | Kalkbarrskog              | Regionalt värde (klass 2)  |
| 29a  | Kalkbarrskog              | Kommunalt värde (klass 3); objekt med naturvärde enligt Skogsstyrelsen     |
| 29b  | Kalkbarrskog              | Regionalt värde (klass 2)  |

| <b>Tabell A2-1. Forts.</b>   |                           |   |
|------------------------------|---------------------------|---|
| <b>Objekt-ID (Figur 6-5)</b> | <b>Objektsbeskrivning</b> | <b>Naturvärdesklass</b>   |
| 30                           | Kalkbarrskog              | Regionalt värde (klass 2);<br>nyckelbiotop enligt<br>Skogsstyrelsen           |
| 31a                          | Kalkbarrskog              | Kommunalt värde (klass 3)   |
| 31b                          | Kalkbarrskog              | Kommunalt värde (klass 3)   |
| 32a                          | Kalkbarrskog              | Regionalt värde (klass 2);<br>nyckelbiotop enligt<br>Skogsstyrelsen           |
| 32b                          | Kalkbarrskog              | Kommunalt värde (klass 3)   |
| 50                           | Kalkbarrskog              | Regionalt värde (klass 2);<br>nyckelbiotop enligt<br>Skogsstyrelsen           |
| 51                           | Kalkbarrskog              | Regionalt värde, klass 2<br>(nyckelbiotop enligt<br>Skogsstyrelsen)           |
| 52                           | Kalkbarrskog              | Regionalt värde (klass 2);<br>nyckelbiotop enligt<br>Skogsstyrelsen           |
| 53                           | Kalkbarrskog              | Kommunalt värde (klass 3);<br>objekt med naturvärde enligt<br>Skogsstyrelsen  |
| 54                           | Kalkbarrskog              | Kommunalt värde (klass 3);<br>objekt med naturvärde enligt<br>Skogsstyrelsen  |
| 55                           | Kalkbarrskog              | Regionalt värde (klass 2);<br>nyckelbiotop enligt<br>Skogsstyrelsen           |
| 56                           | Kalkbarrskog              | Kommunalt värde (klass 3)<br><br>Inom driftområdet, kommer att<br>fyllas igen |
| 57                           | Sumpskog                  | Regionalt värde (klass 2);<br>nyckelbiotop enligt<br>Skogsstyrelsen           |
| 58                           | Sumpskog                  | Kommunalt värde (klass 3)   |
| 59                           | Kalkbarrskog              | Regionalt värde (klass 2);<br>nyckelbiotop enligt<br>Skogsstyrelsen           |
| 60                           | Kalkbarrskog              | Regionalt värde (klass 2);<br>nyckelbiotop enligt<br>Skogsstyrelsen           |

| Tabell A2-1. Forts.   |                    |   |
|-----------------------|--------------------|---|
| Objekt-ID (Figur 6-5) | Objektsbeskrivning | Naturvärdesklass  |
| 61                    | Hällmarkstallskog  | Lokalt värde (klass 4)<br>Inom driftområdet, kommer att fyllas igen           |
| 62                    | Hällmarkstallskog  | Lokalt värde (klass 4)<br>Inom driftområdet, kommer att fyllas igen           |
| 63                    | Kalkbarrskog       | Kommunalt värde (klass 3);<br>objekt med naturvärde enligt Skogsstyrelsen     |
| 64                    | Kalkbarrskog       | Kommunalt värde (klass 3);<br>objekt med naturvärde enligt Skogsstyrelsen     |
| 101                   | Sumpskog           | Kommunalt värde (klass 3)   |
| 111                   | Sumpskog           | Kommunalt värde (klass 3); ingår i område med naturvärde enligt Länsstyrelsen |
| 112                   | Kalkbarrskog       | Kommunalt värde (klass 3); ingår i område med naturvärde enligt Länsstyrelsen |



## Bilaga 3 – Förteckning över enskilda brunnar

Tabell **A3-1**. Enskilda jord- och bergbrunnar som identifierats inom ett avstånd på 3 km från slutförvarsanläggningen. J = jordbrunn, B = bergbrunn. Informationen är hämtad från **/Ludvigson 2002/** samt SGU:s brunnarkiv. För vissa brunnar har bedömningar gjorts av vattnets lämplighet som dricksvatten ur mikrobiologiskt/kemiskt hänseende (till exempel OT/TA) **/Ludvigson 2002/**; T = tjänligt, TA = tjänligt med anmärkning, OT = otjänligt. Notera att Vattenfalls och FKA:s vattenprospekteringshål inte används och är att betrakta som borrhål.

| Fastighetsbeteckning | SKB ID    | SGU brunnarkiv ID | Brunns-typ | Noteringar   | Brunnsdjup (m.u.my.)            | Bedömd brunnkapacitet   |
|----------------------|-----------|-------------------|------------|--|---------------------------------|---|
| Berkinge 9:1         | PFM000026 | 128057            | B          | Borrhål, Vattenfall AB (Bh 1), används inte, inte lokaliserad                                      | 75 (varav 6 m i jord)           | Ca 300 L/h  |
|                      | PFM000027 | 128058            | B          | Borrhål, Vattenfall AB (Bh 2), används inte, inte lokaliserad                                      | ~ 21-22 (varav 5 m i jord)      | 6 000 L/h (SGU:s brunnarkiv), 2 200-3 600 L/h <b>/Ludvigson 2002/</b> |
|                      | PFM000028 | 128059            | B          | Borrhål, Vattenfall AB (Bh 3), används inte, inte lokaliserad                                      | ~ 80-81 (varav 4 m i jord)      | 100 L/h   |
|                      | PFM000029 | 128060            | B          | Borrhål, Vattenfall AB (Bh 4), används inte, inte lokaliserad                                      | 33 (varav 4 m i jord)           | 5 000 L/h (SGU:s brunnarkiv), 5 400-6 800 L/h <b>/Ludvigson 2002/</b> |
|                      | PFM000030 | 128061            | B          | Borrhål, Vattenfall AB (Bh 5), används inte, inte lokaliserad                                      | 24 (varav 6 m i jord)           | 2 200-3 200 L/h <b>/Ludvigson 2002/</b>                               |
|                      | PFM000032 | Saknas            | B          | Borrhål, Vattenfall AB (Bh 7), används inte  | Uppgift saknas                  | Torrt   |
|                      | PFM000033 | Saknas            | B          | Borrhål, Vattenfall AB (Bh 8), används inte  | 17 (varav 1 m i jord)           | 2 200-3 600 L/h <b>/Ludvigson 2002/</b>                               |
| Elvisjö 3:3          | PFM000001 | Saknas            | B          | T/TA, god vattentillgång, dock järnhaltigt, brunnen delas med fastigheterna Forsmark 3:23 och 3:24 | 45 (uppgift om jorddjup saknas) | Uppgift saknas  |
| Forsmark 3:13        | Saknas    | 903123040         | B          | Inte med i Figur <b>4-12</b>   | 207 (varav 3 m i jord)          | 1 500 L/h (SGU:s brunnarkiv)  |
| Forsmark 3:19        | PFM000002 | Saknas            | B          | T/TA, god vattentillgång, dock järnhaltigt   | 45 (uppgift om jorddjup saknas) | Uppgift saknas  |

**Tabell A3-1. Forts.**

| Fastighets-<br>beteckning | SKB ID    | SGU brunns-<br>arkiv ID | Brunns-<br>typ | Noteringar  | Brunnsdjup<br>(m.u.my.)        | Bedömd brunns-<br>kapacitet   |
|---------------------------|-----------|-------------------------|----------------|---|--------------------------------|-------------------------------|
| Forsmark 3:20             | PFM000003 | Saknas                  | J              | T/TA, järnhaltigt vatten, brunnen används enbart för bevattning   | 4,9                            | Uppgift saknas                |
| Forsmark 3:26             | PFM000004 | Saknas                  | J              | OT/TA, ev. belägen på placerad på fastigheten Berkinge 9:1, gemensam brunn med fastigheten Forsmark 3:27          | 3,6                            | Uppgift saknas                |
| Forsmark 3:28             | PFM000005 | Saknas                  | J              | TA/TA , på gränsen till fastigheten Berkinge 9:1  | 3,2                            | Uppgift saknas                |
| Forsmark 3:29             | PFM000006 | Saknas                  | J              | OT/TA, ev. belägen på fastigheten Berkinge 9:1  | 2,5                            | Uppgift saknas                |
| Forsmark 3:32             | PFM000007 | Saknas                  | J              | OT/TA, vattnet bräckt och odrickbart, brunnen används inte längre   | 3,7                            | Uppgift saknas                |
| Forsmark 3:33             | PFM000008 | Saknas                  | J              | TA/TA, ev. belägen på fastigheten Forsmark 3:51, brunnen nyanlagd och inte tagen i drift år 2002                  | 1,5                            | Uppgift saknas                |
| Forsmark 3:34             | PFM000009 | 128305                  | B              | T/TA, järnhaltigt och salt vatten, brunnen används inte för dricks- vattenförsörjning                             | 70 (varav 8 m i jord)          | 135 L/h (SGU:s brunnsarkiv)   |
| Forsmark 3:38             | PFM000010 | Saknas                  | B              | OT/TA, järnhaltigt och salt vatten, lukt av metan, odrickbart, brunnen används endast för bevattning och liknande | 6 (uppgift om jorddjup saknas) |                               |
|                           | Saknas    | 128253                  | B              | Brunnen nedlagd på grund av dålig vattenkvalitet  | ~ 60-62 (varav 3 m i jord)     | 2 800 L/h (SGU:s brunnsarkiv) |
| Forsmark 3:42             | Saknas    | 128254                  | B              |   | 7 (varav 3 m i jord)           | 8 000 L/h (SGU:s brunnsarkiv) |
| Forsmark 3:51             | PFM000038 | 128369                  | B              | Militär brunn   | 46 (varav 5,5 m i jord)        | 1 200 L/h (SGU:s brunnsarkiv) |
|                           | PFM006382 | Saknas                  | Uppgift saknas | Ev. vattenförsörjning till fastigheten Forsmark 3:38  | Uppgift saknas                 | Uppgift saknas                |

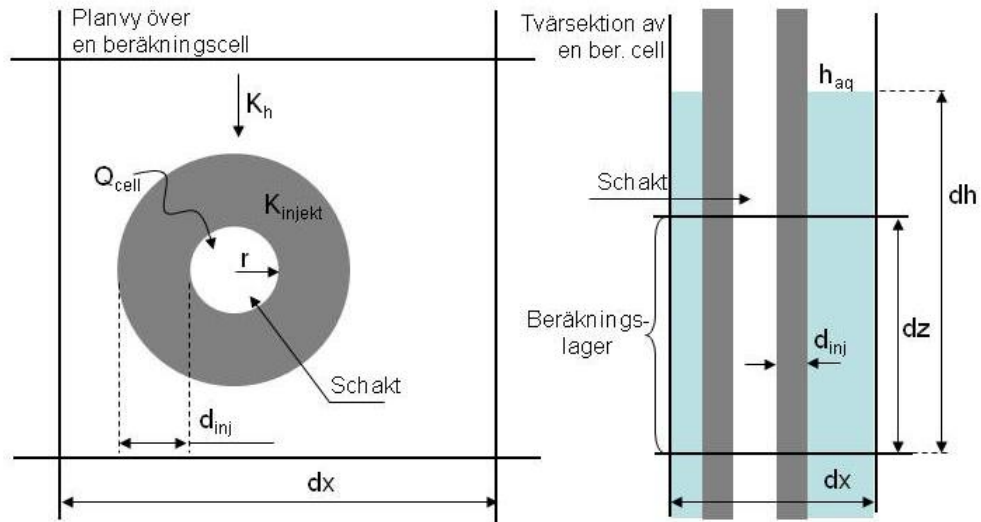
**Tabell A3-1. Forts.**

| Fastighetsbeteckning | SKB ID    | SGU brunnsarkiv ID | Brunnstyp      | Noteringar                                  | Brunnsdjup (m.u.my.)     | Bedömd brunnskapacitet                    |
|----------------------|-----------|--------------------|----------------|---|--------------------------|---|
| Forsmark 6:5         | PFM000031 | 128062             | B              | Borrhål, Vattenfall AB (Bh 6), används inte | 21 (varav 6 m i jord)    | 18 000-22 000 L/h /Ludvigson 2002/        |
|                      | PFM000034 | Saknas             | B              | Vattenprosp. FKA (BH1), används inte        | 8,7 (varav 1,5 m i jord) | Uppgift saknas                            |
|                      | PFM000035 | Saknas             | B              | Borrhål, FKA (BH1A), används inte           | 45 (varav 1,5 m i jord)  | Provpumpad med 2 520 L/h /Ludvigson 2002/ |
|                      | PFM000036 | Saknas             | B              | Vattenprosp. FKA (BH2), används inte        | 31 (varav 5 m i jord)    | Provpumpad med 2 550 L/h /Ludvigson 2002/ |
|                      | PFM000037 | Saknas             | B              | Borrhål, FKA (BH3), används inte            | 53 (varav 1,5 m i jord)  | Uppgift saknas                            |
|                      | PFM000155 | Saknas             | Uppgift saknas |   | Uppgift saknas           | Uppgift saknas                            |
|                      | Saknas    | 901031492          | B              | Inte med i Figur 4-12                       | 61 (varav 1,5 m i jord)  | 7 200 L/h (SGU:s brunnsarkiv)             |

**Tabell A3-2. Enskilda jord- och bergbrunnar inom (X) och i anslutning till det MOUSE SHE-beräknade påverkansområdet /Gustafsson et al. 2009a/, dels i form av sänkningsen av grundvattnets tryckhöjder på nivån 50 m.u.h. och dels som avsänkningen av grundvattenytan. J = jordbrunn, B = bergbrunn. För ytterligare information om brunnarna, se Tabell A3-1. Observera att brunnen PFM000007 inte längre används.**

| Fastighetsbeteckning | SKB ID    | SGU brunnsarkiv ID | Brunnstyp      | Påverkansområde för sänkning av tryckhöjder i berg, 50 m.u.h. | Påverkansområde för grundvattenytans avsänkning |
|----------------------|-----------|--------------------|----------------|---|---|
| Elvisjö 3:3          | PFM000001 | Saknas             | B              | Ca 500 m utanför påverkansområdets gräns                      |   |
| Forsmark 3:32        | PFM000007 | Saknas             | J              | (X, används inte längre)                                      |   |
| Forsmark 3:33        | PFM000008 | Saknas             | J              | Ca 200 m utanför påverkansområdets gräns                      |   |
| Forsmark 3:34        | PFM000009 | 128305             | B              | Ca 200 m utanför påverkansområdets gräns                      |   |
| Forsmark 3:38        | PFM000010 | Saknas             | B              | X   |   |
|                      | Saknas    | 128253             | B              | (X, används inte längre)                                      |   |
| Forsmark 3:51        | PFM006382 | Saknas             | Uppgift saknas | X   |   |
| Forsmark 6:5         | PFM000155 | Saknas             | Uppgift saknas | X   | X   |
|                      | Saknas    | 901031492          | B              | X   |   |

## Bilaga 4 – Beskrivning av vertikala schakt i MOUSE SHE



Figur A4-1. Beskrivning av vertikala schakt i MOUSE SHE /Gustafsson et al. 2009a/.