



Efterbehandling av PFAS

En konceptuell samhällsekonomisk analys av åtgärder vid förorenade områden och vattentäcker

INSTITUTIONEN FÖR ARKITEKTUR OCH SAMHÄLLSBYGGNADSTEKNIK

Avdelning Geologi och geoteknik

CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA

GÖTEBORG, SVERIGE 2025

Rapport ACE 2025–1

www.chalmers.se

Efterbehandling av PFAS - En konceptuell samhällsekonomisk analys av åtgärder vid förorenade områden och vattentäkter

Rosén, L., Norrman, J, Volchko, Y.

Rapport nr ACE 2025-1

Department of Architecture and Civil Engineering,
Chalmers University of Technology, 2025

© Author(s) 2025. This work is distributed under
the Creative Commons Attribution 4.0 License.



Institutionen för arkitektur och samhällsbyggnadsteknik

Avdelning Geologi och geoteknik, Forskargruppen Teknisk geologi
Chalmers tekniska högskola

412 96 Göteborg

Telefon: 031-772 10 00

FÖRORD

Denna rapport har tagits fram på uppdrag av Naturvårdsverket som en del av projektet ”DP4 - Drivkrafter för riskhantering vid PFAS-förorenade områden”, vilket är ett delprojekt inom Naturvårdsverkets regeringsuppdrag om PFAS-förorenade områden (RUPFO). Vi vill rikta ett stort tack till följande personer som gett helt nödvändiga underlag till arbetet:

- Björn Johansson och Niclas Johansson vid Naturvårdsverket för konstruktiva och värdefulla synpunkter under arbetets gång.
- Robert Earon vid Statens geotekniska institut (SGI) för modelleringsresultat rörande föroreningsspridning i grundvatten.
- Philip McCleaf vid Uppsala Vatten för underlag till kostnadsvärdering av vattenbehandling av PFAS.
- Johannes Senning vid NCC för underlag till kostnadsberäkning av åtgärder för efterbehandling av PFAS-föroreningar.

Göteborg mars 2025

Lars Rosén, Jenny Norrman, Yevheniya Volchko

SAMMANFATTNING

Som underlag för att utarbeta strategier för hantering av PFAS-förorenade områden på kort och lång sikt genomför Naturvårdsverket ett arbete inom aktuellt regeringsuppdrag delprojektet ”DP4 - Drivkrafter för riskhantering vid PFAS-förorenade områden”. Inom detta projekt prövas följande påståenden:

Väntan på ”kostnadseffektiv åtgärds teknik” leder till att problemen med PFAS-förorenade områden utvecklas från att vara relativt avgränsade källområden, till att bli större och kanske av mer diffus karaktär.

Åtgärder blir mer kostsamma och tekniskt komplicerade utifrån att det förorenade området vuxit och kanske blivit en mer diffus föroreningsproblematik. Av dessa anledningar blir det svårt att ställa miljömässigt motiverade krav på åtgärder.

För att pröva dessa påståenden önskar Naturvårdsverket att göra en samhällsekonomisk analys av efterbehandlingsåtgärder för PFAS i områden där samhällsviktiga funktioner, människors hälsa och miljö är utsatta för risk. Av särskilt intresse är härvid vattenresurser som används, nu eller i framtiden, för dricksvattenförsörjning.

Syftet med denna studie är att belysa de samhällsekonomiska konsekvenserna av att genomföra efterbehandlingsåtgärder i tre olika hypotetiska och avgränsade fall av PFAS-förorening av vattenresurser:

1. Där PFAS-förorening i mark orsakat förorening av grundvattenresurs som används som dricksvattentäkt för ca 30 000 konsumenter.
2. Där PFAS-förorening i mark ännu inte orsakat förorening av en grundvattenresurs som används som dricksvattentäkt för ca 30 000 konsumenter, men kommer att göra så om ingen åtgärd genomförs.
3. Där PFAS-förorening i mark orsakat förorening av en ytvattenresurs som används som dricksvattentäkt för ca 30 000 konsumenter.

För dessa tre fall har en samhällsekonomisk kostnads-nyttoanalys utförts där kostnaderna för att genomföra efterbehandlingsåtgärder vägs mot dess nyttor. Analysen har utgått ifrån simulering av föroreningsspridning i grundvattenmagasin utförda av SGI, ekonomisk värdering av kostnader för PFAS-rening i vattenverk baserat på aktuella erfarenheter från Uppsala Vatten samt värdering av vattenresursers värde baserat på s.k. värdeöverföring (Value Transfer). Kostnads-nyttoanalysen har genomförts för olika åtgärdsalternativ i de tre fallen med en tidshorisont på 200 år.

Utifrån den genomförda studien har följande slutsatser dragits:

- Omedelbar efterbehandling med schaktning av en omfattande PFAS-källa där PFAS-förorening redan nått ett större grundvattenmagasin och spridits till en nuvarande vattentäkt (Fall 1), är samhällsekonomiskt lönsam vid en låg diskonteringsränta på 1,4 %. En omedelbar schaktsanering kan därmed motiveras om stor vikt läggs vid nyttorna för framtida generationer.
- Vid 3,5 % och högre diskonteringsränta är däremot den samhällsekonomiskt mest motiverade åtgärden för Fall 1 att direkt fokusera på att skydda de mottagare som

kan exponeras för föroreningen (dvs utöka dricksvattenreningen) men att vänta med en väldigt kostsam efterbehandling såsom schaktning.

- Vid en mindre föroreningskälla som ännu inte påverkat det större grundvattenmagasinet eller någon dricksvattentäkt i detta magasin (Fall 2) är en inneslutning av föroreningen, följt av en senare bortschaktning av föroreningskällan (om ca 40 år) samhällsekoniskt motiverat för alla testade diskonteringsräntor. Denna åtgärd får en stor nytta i form av undvikande av rening i dricksvattenverk men också undvikande av störning på andra vattentjänster som resursen tillhandahåller.
- Vid en ytnära föroreningskälla där ingen spridning sker till grundvattnet utan via dagvatten till en ytvattenrecipient som används som dricksvattentäkt (Fall 3) är en omedelbar borttagning av föroreningskällan genom schaktning lönsam oavsett diskonteringsränta. Detta tack vare de nyttor som direkt uppstår av att undvika kostnader kopplade till PFAS-rening i vattenverk samt nyttor av att undvika störningar på vattentjänster som infaller omedelbart och sträcker sig långt fram i tiden.
- Långsiktiga nyttor, såsom att undvika kostnader för PFAS-rening i vattenverk och undvika störningar på vattentjänster, kan motivera omedelbara åtgärder vid PFAS-källor. Detta gäller särskilt för mindre eller ytligt belägna PFAS-källor där föroreningen antingen inte nått grundvattenmagasin eller sprids på ett sätt som gör att spridningen på kort tid kan stoppas.

Denna studie har utförts på tre hypotetiska fall där PFAS-föroreningar påverkar behovet av rening av dricksvatten och vattenresursens samhällsekonomiska värde. Miljö- och hälsorisker vid själva PFAS-källan samt konsekvenser för andra recipienter, som våtmarker, har inte beaktats. Ju högre riskerna för exponering av människa och miljö är vid PFAS-källan och ju högre belastningen är på olika recipienter i källans omgivning, desto mer motiverat blir omedelbara åtgärder vid PFAS-källan ur ett samhällsekonomiskt perspektiv.

Utifrån den genomförda studien rekommenderas följande:

- Fokusera på åtgärdsalternativ som har visat sig vara samhällsekonomiskt lönsamma, såsom omedelbar inneslutning av mindre PFAS-källor, som i fall 2, och omedelbar borttagning (ex schaktning) av ytnära PFAS-källor med spridningsrisk, men där påverkan på grundvatten inte skett, som i fall 3.
- Prioritera planering av framtida åtgärder och undvik omedelbara schaktinsatser när PFAS-källan är omfattande, som i fall 1. Utvärdera kostnadseffektiva och miljövänliga tekniker som kan sänka åtgärdskostnaderna.
- Analysera effekterna av olika diskonteringsräntor noggrant och överväg hur en lägre ränta kan påverka beslut om omedelbara investeringar i efterbehandling av omfattande PFAS-källor.
- Ta hänsyn till framtida nyttor i långsiktiga strategier, särskilt när det gäller vattenförsörjning och miljöskydd.

INNEHÅLL

1	INLEDNING	1
1.1	Bakgrund	1
1.2	Syfte	1
1.3	Avgränsningar	2
2	HYPOTETISKA FALL	3
2.1	Fall 1. Värsta fallet - "Skadan är skedd och det blir värre..."	4
2.1.1	Beskrivning av referens, fall 1	4
2.1.2	Alternativ 1-1. Omedelbar fullständig åtgärd av PFAS-källan	5
2.1.3	Alternativ 1-2. Fullständig åtgärd av PFAS-källan om 20 år	5
2.1.4	Översikt fall 1	5
2.2	Fall 2. Bästa fallet - "Ingen skada ännu, men den kommer..."	7
2.2.1	Beskrivning av referens, fall 2	7
2.2.2	Alternativ 2-1. Tillfällig åtgärd av PFAS-källan	8
2.2.3	Alternativ 2-2. Fullständig åtgärd av PFAS-källan	8
2.2.4	Översikt fall 2	8
2.3	Fall 3. Snabba fallet - "Skadan är skedd men vi kan snabbt avhjälpa..."	10
2.3.1	Beskrivning av referens, fall 3	10
2.3.2	Alternativ 3-1. Dagvattenrening och omedelbar åtgärd av PFAS-källan	10
2.3.3	Översikt fall 3	10
3	METOD FÖR SAMHÄLLSEKONOMISK ANALYS	12
3.1	Vad är kostnads-nyttoanalys?	12
3.2	Kostnader, nyttor och lönsamhet	12
3.3	Matematisk beskrivning av KNA	14
3.4	Tidshorisont och diskontering	14
3.5	Uppräkning av betalningsviljebaserade nyttor och kostnader	16
3.6	Värdering av åtgärds-kostnader	16
3.7	Värdering av negativa effekter på hälsa och miljön	17
3.8	Värdering av nyttor till följd av att undvika störningar på vattensystemtjänster	18
3.9	Kostnader för utökad rening av dricksvatten	19
3.10	Osäkerhetsanalys	19
4	RESULTAT OCH DISKUSSION	23
4.1	Fall 1. Värsta fallet - "Skadan är skedd och det blir värre..."	23
4.2	Fall 2. Bästa fallet - "Ingen skada ännu, men den kommer..."	33

4.3	Fall 3. Snabba fallet - ”Skadan är skedd men vi kan snabbt avhjälpa...”	36
5	SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER	40
	REFERENSER	42
	BILAGA A. ÅTGÄRDSKOSTNADER OCH TIDSÅTGÅNG	44
	BILAGA B. NEGATIVA EXTERNA EFFEKTER	47
	BILAGA C. SAMMANSTÄLLNING AV BETALNINGSVILJESTUDIER OCH VÄRDEÖVERFÖRINGSBERÄKNING	49
	BILAGA D. KOSTNADER FÖR UTÖKAD RENING AV DRICKSVATTEN	52
	BILAGA E. KÄNSLIGHETSANALYS MED @RISK	54

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Kunskapen om PFAS och dess relaterade risker inom förorenade områden är för närvarande begränsad men utvecklas kontinuerligt. Det råder osäkerhet bland myndigheter och verksamhetsutövare med ansvar för åtgärder om vilka krav som är rimliga och motiverade ur miljösynpunkt. Det råder en uppfattning att det saknas ”kostnadseffektiva” tekniker som åtgärdar PFAS-förorenade områden långsiktigt. Den huvudsakliga tekniken är för närvarande schaktning med deponering eller förbränning, vilka har praktiska kapacitetsbegränsningar. Andra tillgängliga tekniker fokuserar primärt på olika barriärer och filtertekniker för att minimera spridning och mänsklig exponering, men dessa anses ofta inte vara kostnadseffektiva på grund av osäkerheter kring deras effektivitet och det långsiktiga behovet av underhåll. Denna osäkerhet leder till att åtgärder skjuts upp i väntan på teknik som bedöms vara mer kostnadseffektiv, vilket i sin tur kan medföra fortsatt spridning av föroreningar från dessa områden.

Som underlag för att utarbeta strategier för hantering av PFAS-förorenade områden på kort och lång sikt genomför Naturvårdsverket ett arbete inom aktuellt regeringsuppdrag delprojektet ”DP4 - Drivkrafter för riskhantering vid PFAS-förorenade områden”. Inom detta projekt provas följande påståenden:

1. Väntan på ”kostnadseffektiv åtgärdsteknik” leder till att problemen med PFAS-förorenade områden utvecklas från att vara relativt avgränsade källområden, till att bli större och kanske av mer diffus karaktär.
2. Åtgärder blir mer kostsamma och tekniskt komplicerade utifrån att det förorenade området vuxit och kanske blivit en mer diffus föroreningsproblematik. Av dessa anledningar blir det svårt att ställa miljömässigt motiverade krav på åtgärder.

Ifall ovan kan påvisas, bör det vara miljömässigt motiverat att ansvariga för förorenade områden vidtar åtgärder för att begränsa spridningen av PFAS-förorening från källområden på kort sikt med befintlig teknik snarare än att avvakta teknikutveckling.

För att pröva dessa påståenden önskar Naturvårdsverket att göra en samhällsekonomisk analys av efterbehandlingsåtgärder för PFAS i områden där samhällsviktiga funktioner, människors hälsa och miljö är utsatta för risk. Av särskilt intresse är härvid vattenresurser som används, nu eller i framtiden, för dricksvattenförsörjning.

1.2 Syfte

Syftet med denna studie är att belysa de samhällsekonomiska konsekvenserna av att genomföra efterbehandlingsåtgärder i tre olika fall av PFAS-förorening av vattenresurser:

1. Där PFAS-förorening i mark orsakat förorening av grundvattenresurs som används som dricksvattentäkt för ca 30 000 konsumenter.

2. Där PFAS-förorening i mark ännu inte orsakat förorening av en grundvattenresurs som används som dricksvattentäkt för ca 30 000 konsumenter, men kommer att göra så om ingen åtgärd genomförs.
3. Där PFAS-förorening i mark orsakat förorening av en ytvattenresurs som används som dricksvattentäkt för ca 30 000 konsumenter.

För dessa tre fall ska en samhällsekonomisk kostnads-nyttoanalys utföras där kostnaderna för att genomföra efterbehandlingsåtgärder vägs mot dess nyttor. Analysen ska belysa skillnader i åtgärder med avseende på när i tid de utförs i förhållande till föroreningskällans uppkomst. Nyttorna ska omfatta såväl minskat behov av dricksvattenrening som minskad störning på vattensystemtjänster som resurserna tillhandahåller. Kostnaderna för åtgärderna ska omfatta både interna kostnader för projektägaren och externa kostnader i samhället, såsom miljö- och hälsokostnader. Den samhällsekonomiska analysen ska utföras med ett långsiktigt tidsperspektiv på 200 år.

Utifrån bedömningar av åtgärdernas nyttor och kostnader för dessa tre fall dras slutsatser under vilka förutsättningar åtgärder i närtid med dagens teknik kan anses vara samhällsekonomiskt motiverade.

1.3 Avgränsningar

Den samhällsekonomiska analysen är avgränsad till de tre ovan nämnda hypotetiska fallen. Analysen baseras på aktuell men generell information om ekonomisk värdering av efterbehandlingsåtgärder för PFAS-förorening i mark, behandling av PFAS i dricksvattenverk och effekter på vattensystemtjänster. Den samhällsekonomiska analysen ska därför betraktas som förenklad och generell. Genom valet av de tre hypotetiska fallen och genom att värdera ekonomiskt (monetarisera) vad som kan anses vara huvudsakliga kostnads- och nyttoposter bör dock analysen ge ett viktigt underlag för prioritering av efterbehandlingsåtgärder inom PFAS-förorenade områden i Sverige.

2 Hypotetiska fall

Att sätta upp en hypotetisk fallstudie innebär att beskriva en hypotetisk situation för att analysera och förstå potentiella utfall och konsekvenser av olika åtgärder. Här beskrivs förutsättningarna för de tre olika fall som har bedömts vara intressanta att analysera samt de olika åtgärdsalternativ som inkluderas i respektive fall och således i kostnads-nyttoanalysen.

I en kostnads-nyttoanalys görs alltid analysen relativt en referens. Referensen brukar ofta vara att inte göra någonting och att referenssituationen då förändras över tid utifrån detta. Men det kan också vara en annan situation som fungerar som referens, tex. att vi måste göra någonting idag som ännu inte är gjort och att situationen sedan förändras över tid givet att vi gjort det vi måste (till exempel för att följa lagar och regler). Alla kostnader och nyttor som inkluderas i kostnads-nyttoanalysen beräknas alltså utifrån en förändring *relativt* referensen och den eventuella förändring som sker i referensen över tid. Därför är det viktigt att både beskriva hur den referens ser ut som man utgår ifrån och de alternativ som utvärderas.

Tidsperspektivet i en kostnads-nyttoanalys är också viktigt, det vill säga när i tiden olika kostnader och nyttor uppstår. I de 3 fall som beskrivs nedan finns antaganden om olika tidsperspektiv för hur halterna av PFAS-ämnen förändras över tid, samt hur detta påverkar olika kostnader och nyttor. För att bestämma dessa tider har vi utgått från två olika typer av haltnivåer¹:

- Gränsvärdet för dricksvatten, vilket motsvarar **4 ng/l PFAS-4**.
När halterna i grundvatten eller ytvatten ligger över respektive under gränsvärdet för dricksvatten innebär det att det antingen uppstår kostnader för rening i ett vattenverk eller inte.
- Ungefär hälften av halten inom tillståndsklass låg halt (0,3 – 1 ng/l PFAS-4) i bedömningsgrunder för grundvatten: **0,65 ng/l PFAS-4**.
Huruvida halterna i grundvattnet ligger över respektive under denna halt antas i analysen spela roll för människors betalningsvilja för ”rent grundvatten”.

Inom ramen för Naturvårdsverkets uppdrag RUPFO, delprojekt 4, har Statens geotekniska institut (SGI) (Earon, 2024) gjort grundvattenmodelleringar dels för att bättre förstå hur en föroreningssituation med PFAS-ämnen utvecklas över tid, dels för att modellera effekterna av olika åtgärdsalternativ. Modelleringen redovisas i en separat rapport (Earon, 2024). Dessa modelleringar används även för att göra uppskattningar på när dessa olika haltnivåer överskrids respektive underskrids över tid i de olika åtgärdsalternativen i fall 1.

I kapitel 3 beskrivs kostnads-nyttoanalys mer detaljerat och det finns också en beskrivning av ekonomisk värdering av vattensystemtjänster och vad betalningsvilja innebär, se avsnitt 3.8 och 3.5.

¹ Ämnet PFOS har använts som indikatorämne för nivåerna då PFOS finns kvar längst i systemet på grund av att det fastläggs vid partiklar i hög grad.

² PFAS-4 = Summa av PFOA, PFOS, PFHxS och PFNA.

2.1 Fall 1. Värsta fallet - "Skadan är skedd och det blir värre..."

Fall 1 utgår till stor del från de grundvattenmodelleringsstudier som utförts av SGI (Earon, 2024) och ett möjligt scenario gällande dricksvattenförsörjning.

2.1.1 Beskrivning av referens, fall 1

En isälvsavlagring i form av en rullstensås fungerar som råvattentäkt för ett dricksvattenverk som försörjer ca 30 000 konsumenter. Eftersom man har haft ett grundvatten av hög kvalitet som råvatten har vattenverket idag en ganska enkel rening som inte förmår att ta bort PFAS-föreningar. Det finns många anläggningar av den här sorten runtom i Sverige av lite varierande storlek, ibland med förstärkt infiltration (inducerad eller artificiell) för att öka produktionskapaciteten.

En äldre PFAS-källa (en gammal brandövningsplats) finns uppe på rullstensåsen, där det är öppna hydrauliska förhållanden och föroreningen har alltså fungerat som en kontinuerlig punktkälla under ca. 30 – 50 år. Resultatet har blivit att grundvattnet har blivit förorenat långt över acceptabla haltnivåer både för grundvatten och dricksvatten. För att kunna fortsätta leverera vatten till kommunens invånare behöver man bygga om vattenverket genom att uppgradera reningsprocesserna i verket. Detta innebär installation av avancerad reningsteknik med aktivt kol-filter (Granulated Active Carbon, GAC) vilket kräver fortlöpande reaktivering. Detta är en mycket stor men nödvändig investering och drift- och underhållskostnaderna kommer att öka markant jämfört med idag. Det kommer också att krävas återinvesteringar i anläggningen för att byta ut pumpar, filteranläggning, mm.

I referenssituationen utgår vi vidare ifrån att inom 40 år kan det ha utvecklats mer kostnadseffektiva åtgärdsåtgärder för att åtgärda PFAS-källan på åsen och själva källan till föroreningen hanteras därför inte förrän om 40 år.

Det finns dock en osäkerhet om huruvida de framtida metoderna är mer kostnadseffektiva och dessutom kommer PFAS-föreningarna att fortsätta spridas under tiden. På grund av att PFAS-ämnen fastläggs på partiklarna i åsen i olika grad, fungerar den kontinuerliga spridningen som att källan ökar till att omfatta ett större område och volym och fördelas både i mättad och omättad zon. När den ursprungliga källan omhändertas i omättad zon, kommer det (både idag och senare) finnas kvar PFAS-ämnen i grundvattenzonen (den mättade zonen) som kommer ta lång tid att helt "sköljas ut". Utifrån simuleringar utförda av SGI uppskattas att det finns ett behov av att rena råvattnet för att hantera PFAS-ämnen fram till en tidpunkt ca 100 år från idag, dvs. råvattnet kommer att uppvisa halter över nuvarande gränsvärde för dricksvatten på 4 ng/l PFAS-4 under så lång tid. När halterna når ner under 4 ng/l PFAS-4, pga. naturlig ursköljning, är reningen av dricksvattnet inte längre nödvändig avseende PFAS.

Det finns också ett värde i sig av att våra naturliga vatten är rena, men dagens situation i fall 1 indikerar att det värdet har vi redan förlorat: skadan har redan skett. Att behandla dricksvattnet kommer inte påverka grundvattnet och om åtgärd först genomförs efter 40 år från idag, innebär detta att grundvattnet kommer att fortsätta vara förorenat av PFAS-ämnen. Simuleringarna indikerar att grundvattnet kommer fortsätta vara förorenat över en halt på

0,65 ng/l PFAS-4 under minst ca 180 år. Halten motsvarar då ungefär klassen "låg halt" i bedömning av tillstånd för grundvatten, se ovan.

2.1.2 Alternativ 1-1. Omedelbar fullständig åtgärd av PFAS-källan

Det första alternativet (1-1) som undersöks i fall 1 är att en fullständig efterbehandling sker av föroreningskällan med dagens teknik. Med fullständig avses att den omättade zonen schaktas ur helt för att ta bort alla PFAS-ämnen som finns kvar där och som fungerar som en kontinuerlig källa. Vattenverket behöver ändå byggas om, eftersom halterna idag redan överskrider gränsvärdet för dricksvatten. Men alternativet innebär att grundvattenresursen kan återställas tidigare och rening av PFAS i vattenverket inte behövs lika länge som i referenssituationen.

Det blir dock en mycket omfattande schakt, ca 1 ha (motsvarande 100 x 100 m) med 6 m djup (se Bilaga A), för att åtgärda PFAS i omättad zon.

Effekten av åtgärden har simulerats av SGI (Earon, 2024) och modelleringen indikerar att halterna i grundvattnet av PFAS-ämnen fortsätter att stiga ytterligare en tid (ca. 20 år till), för att sedan sjunka över tid. Att halterna fortsätter att stiga i grundvattnet beror på att PFAS-ämnen som under så lång tid har läckt ut från källan adsorberas till materialet i akviferen under transporten och sedan släpps ut igen när den kemiska jämvikten förändras över tid. Det finns alltså en "intern källa" i grundvattenzonen som inte påverkas av att man tar bort all PFAS i den omättade zonen och som fortsätter att släppa ifrån sig PFAS även då den omättade zonen är ren.

När halterna har nått sitt maximum går sänkningen av halter först relativt snabbt, men sedan går sänkningen allt långsammare. Även om sänkningen av halter i grundvattnet går snabbare än i referenssituationen, så tar det ändå lång tid innan halterna i grundvattnet når gränsvärdet för dricksvatten (4 ng/l PFAS-4, ca 50 år) och kan anses innehålla en låg halt i bedömning av tillstånd för grundvatten (0,65 ng/l PFAS-4, ca 100 år).

2.1.3 Alternativ 1-2. Fullständig åtgärd av PFAS-källan om 20 år

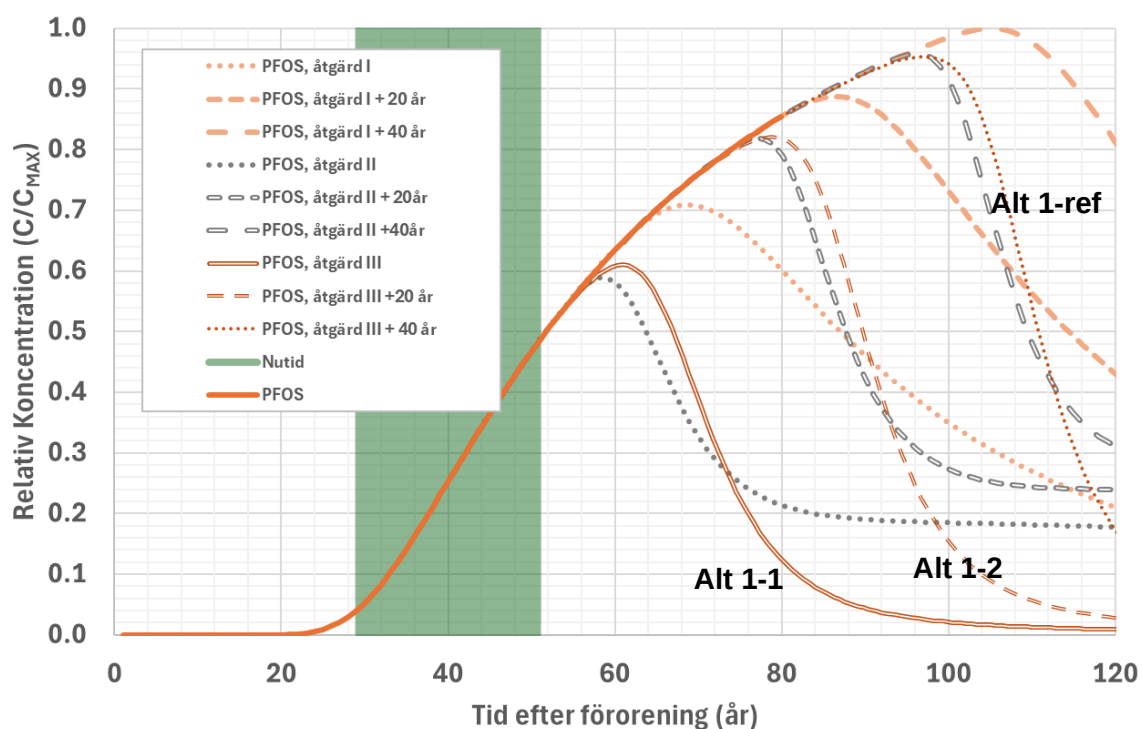
I alternativ 1-2 analyseras istället situationen att en åtgärd sker efter 20 år, det vill säga en fullständig efterbehandling av PFAS-ämnen i omättad zon. Sänkningen av halterna av PFAS-ämnen går alltså snabbare än i referenssituationen, men långsammare än i alternativ 1-1.

2.1.4 Översikt fall 1

Tabell 2-1 ger en kvalitativ översikt över de kostnads- och nyttoposter som uppstår i referensen och i alternativen 1-1 och 1-2, samt vid vilken tid dessa kostnader och nyttor uppstår. Figur 2-1 visar simuleringar över hur halterna i grundvatten vid uttagspunkten för råvattnet varierar över tid i de referensen och i de 2 alternativen.

Tabell 2-1. Översikt över referens och alternativ 1-1 och 1-2 samt konceptuella kostnads- och nyttoposter för fall 1.

	Referens fall 1	Alternativ 1-1	Alternativ 1-2	Kommentarer
Sammanfattande beskrivning	Vattenverket byggs om omedelbart för att införa behandling för att minska PFAS i det distribuerade dricksvattnet. Rening av dricksvatten måste ske under ca 100 år. Efter 40 år sker en fullständig åtgärd i omättad zon. Eventuellt kan då ny teknik användas istället för schaktning. Grundvattenresursen blir återställd efter ca 180 år.	Vattenverket byggs om omedelbart för att införa behandling för att minska PFAS i det distribuerade dricksvattnet. Rening av dricksvatten i vattenverket måste ske under ca 50 år. En fullständig åtgärd i omättad zon sker idag. Halterna kommer till en början fortsätta stiga men behovet av rening av dricksvatten kommer inte att finnas lika länge. Grundvattenresursen blir återställd efter ca 100 år.	Vattenverket byggs om omedelbart för att införa behandling för att minska PFAS i det distribuerade dricksvattnet. Rening av dricksvatten måste ske under ca 80 år. Efter 20 år sker en fullständig åtgärd i omättad zon. Halterna kommer till en början fortsätta stiga men behovet av rening av dricksvatten kommer inte att finnas lika länge som för referensen, men längre än för Alternativ 1-1. Grundvattenresursen blir återställd efter ca 150 år.	<i>Vattenresursen är redan så påverkad att alternativet att inte införa ny reningsteknik i vattenverket inte är rimlig.</i>
Kostnad för ombyggnad av vattenreningsverk	Ja, med en gång	Ja, med en gång	Ja, med en gång	<i>Samma kostnad för båda alternativen som för referensen.</i>
Kostnad för fullständig åtgärd i omättad zon	Ja, om ca 40 år	Ja, med en gång	Ja, om ca 20 år	<i>Antagande om att kostnaderna inte skiljer sig de bara uppstår vid olika tillfällen.</i>
En minskad kostnad (nytta) genom ett minskat behov av rening i vattenreningsverket	Ja, om ca 100 år	Ja, om ca 50 år	Ja, om ca 80 år	<i>Baserat på simuleringar att halterna av PFOS når ner till 4 ng/l.</i>
Nytta i form av värdet på en opåverkad grundvattenresurs. Nyttan uppstår när vattenresursen blir "återställd".	Efter ca 180 år är halterna fortfarande 0,73 ng/l. Det är dock stora osäkerheter i "svansarna" av PFAS-ämnena.	Ja, om ca 100 år	Ja, om ca 150 år	<i>Baserat på simuleringar att halterna av PFOS når ner till 0,65 ng/l.</i>



Figur 2-1. Simuleringsresultat av PFOS för fall 1. År 40 i figuren motsvarar år 0 i kostnads-nyttoanalysen. Åtgärd III motsvarar fullständig efterbehandling av omättad zon. PFOS, åtgärd III + 40 år motsvarar referensen i fall 1 (Alt 1-ref). PFOS, åtgärd III motsvarar alternativ 1 (Alt 1-1). PFOS, åtgärd III + 20 år motsvarar alternativ 2 (Alt 1-2). Figur från Earon (2024).

2.2 Fall 2. Bästa fallet - "Ingen skada ännu, men den kommer..."

Fall 2 är inte helt baserat på SGI:s grundvattenmodell utan är av mer hypotetisk karaktär. Det utgår från en situation där vi har en relativt ny och delvis begränsad PFAS-källa på motsvarande rullstensås som beskrivs i fall 1, men där halterna i grundvattnet har ännu ej nått halter över gränsvärdet för dricksvatten. Eftersom någon simulering av förorenings spridning inte utförts för detta fall är tidsperspektiven mycket osäkra.

2.2.1 Beskrivning av referens, fall 2

Referenssituationen innebär att halterna av PFAS-ämnen i grundvattnet ännu inte är så höga att vattnet behöver renas i vattenverket. I den här situationen gör man inget åt källan (t.ex. på grund av okunskap), men efter 10 år stiger halterna i grundvattnet vid vattentäkten över kriterier för dricksvatten vilket innebär att dricksvattenverket behöver byggas om och uppgraderas med PFAS-rening. Efter 40 år från idag sker en fullständig efterbehandlingsåtgärd i omättad zon för att minska påverkan på grundvattenresursen. Eventuellt kan då nyutvecklad teknik användas istället för schaktning för att reducera halterna i den omättade zonen i källområdet.

När efterbehandling har skett av omättad zon fortsätter halterna att stiga ytterligare ett antal år på grund av fördröjningseffekten som orsakas av fastläggningen av PFAS-ämnen under dess

transport. Efter ca 50 år har halterna nått ner till gränsvärdet för dricksvatten. Efter ca 100 år har halterna i grundvattnet nått ner till det som klassas som låg halt i bedömning av tillstånd av grundvatten.

2.2.2 Alternativ 2-1. Tillfällig åtgärd av PFAS-källan

Det första alternativet som utreds i fall 2 är en tillfällig åtgärd av PFAS-källan som förhindrar spridning och att en fullständig åtgärd sker först om 40 år. Den tillfälliga åtgärden utgörs av en inneslutning i form av asfaltering av ytan, samt installation av geomembran. Detta för att förhindra grundvattenbildning och att nederbörden ”för med sig” PFAS-förorening till grundvattnet under källområdet. Efter 40 år kan det ha utvecklats nya metoder för att efterbehandla som inte nödvändigtvis innebär schaktning, t.ex. genom åtgärder *in situ*.

Den tillfälliga åtgärden antas i detta alternativ vara väldigt effektiv, den förhindrar vidare spridning och halterna i grundvattnet förväntas aldrig komma upp i halter över dricksvattenkriteriet. Det innebär att vattenverket inte behöver uppgraderas på grund av PFAS-föroreningar.

Dock återfinns PFAS-ämnen i akviferen i låga halter och grundvattenresursen blir till viss del påverkad. Med den tillfälliga åtgärden och den senare fullständiga efterbehandlingsåtgärden i omättad zon återställs grundvattnet efter ca. 50 år till halter under tillståndsklass för låg halt i grundvatten (0,65 ng/l PFAS-4, se ovan).

2.2.3 Alternativ 2-2. Fullständig åtgärd av PFAS-källan

Det andra alternativet som utreds i fall 2 är att göra en fullständig efterbehandling av omättad zon omedelbart med schaktning. Detta tar bort all PFAS i omättad zon. En mindre mängd PFAS-ämnen har dock redan läckt ut men dessa når inte upp över halter som kräver att vattenverket uppgraderas. Dock underskrids inte tillståndsklass för låg halt i grundvatten (0,65 ng/l PFAS-4, se ovan) förrän efter 50 år, såsom i alternativ 2-1.

2.2.4 Översikt fall 2

Tabell 2-1 ger en kvalitativ översikt över de kostnads- och nyttoposter som uppstår i referensen samt alternativ 2-1 och 2-2, samt vid vilken tid dessa uppstår.

Tabell 2-2. Översikt över referens och alternativ 2-1 och 2-2 samt konceptuella kostnads- och nyttoposter för fall 2.

	Referens fall 2	Alternativ 2-1	Alternativ 2-2	Kommentarer
Sammanfattande beskrivning	Halterna i grundvattnet är idag under gränsvärdet för dricksvatten men efter 10 år måste vattenverket byggas om och införa behandling för att minska PFAS i det distribuerade dricksvattnet. Rening av dricksvatten måste ske under ca 50 år. Efter 40 år sker en fullständig åtgärd i omättad zon. Eventuellt kan då ny teknik användas istället för schaktning. Grundvattenresursen blir återställd efter ca 100 år.	Idag genomförs en tillfällig åtgärd av PFAS-källan (inneslutning) som innebär att spridningen stoppas och vattenrening av PFAS-ämnen inte behöver införas i vattenverket. Efter 40 år genomförs en fullständig efterbehandling av källan. Grundvattenresursen blir återställd efter ca 40 år.	Idag genomförs en fullständig efterbehandling av PFAS-källan (inneslutning) som innebär att spridningen stoppas och vattenrening av PFAS-ämnen inte behöver införas i vattenverket. Grundvattenresursen blir återställd efter ca 40 år.	<i>Vattenresursen är ännu inte påverkad så att det behövs någon extra rening av dricksvattnet.</i> <i>Genom att åtgärda idag (tillfälligt eller permanent) kan man undvika att bygga om vattenverket.</i>
Kostnad för ombyggnad av vattenreningsverk	Ja, om 10 år	Nej	Nej	<i>Endast referensen kräver ombyggnad</i>
Kostnad för fullständig åtgärd i omättad zon	Ja, om 40 år	Ja, om 40 år	Ja, med en gång	<i>Antagande om att kostnaderna inte skiljer sig, de bara uppstår vid olika tillfällen</i>
Kostnad för tillfällig åtgärd (inneslutning)	Nej	Ja, med en gång	Nej	<i>Antagande om att den tillfälliga lösningen effektivt hindrar all vidare spridning av PFAS-ämnen</i>
En minskad kostnad (nytta) genom ett minskat behov av rening i vattenreningsverket	Ja, om ca 50 år	Nej (rening i vattenverket behövs aldrig)	Nej (rening i vattenverket behövs aldrig)	<i>Baserat på antaganden om när halterna når ner till 4 ng/l</i>
Nytta i form av värdet på en opåverkad grundvattenresurs. Nyttan uppstår när vattenresursen blir "återställd".	Ja, om ca 100 år	Ja, om ca 40 år	Ja, om ca 40 år	<i>Baserat på antaganden om när halterna når ner till 0,65 ng/l</i>

2.3 Fall 3. Snabba fallet - "Skadan är skedd men vi kan snabbt avhjälpa..."

Fall 3 är av helt hypotetisk karaktär och motsvarar inte den hydrogeologiska situation som modellerats av SGI. Istället utgår vi från ett område som består av ca 1 m genomsläppligt (sandigt) fyllnadsmaterial och som överlagrar en tät lera. En PFAS-källa finns i fyllnadsmaterialet och avrinningen från området samlas upp i ett dagvattensystem som når ett ytvattendrag. Ytvattendraget fungerar i dagsläget som råvattentäkt. Genom att samla upp dagvatten och hantera innan det sprids vidare kan man relativt enkelt förhindra att vattenverket behöver införa rening av PFAS-ämnen.

Spridningen av PFAS i samhället är stor och motsvarande situation skulle kunna uppstå eftersom PFAS inte alltid analyseras i vattentäkter.

I denna fallbeskrivning räknar vi inte med att det finns en betalningsvilja för grundvatten, men däremot för rent ytvatten.

2.3.1 Beskrivning av referens, fall 3

Ett område som består av ca 1 m genomsläppligt (sandigt) fyllnadsmaterial som överlagrar en tät lera. En PFAS-källa finns i fyllnadsmaterialet. Avrinningen från området samlas upp i ett dagvattensystem som når ett strömmande ytvattendrag som i sin tur fungerar som råvattentäkt. Halterna i råvattnet överstiger gränsvärdet för dricksvatten. Vattenverket har lite mer reningsprocesser eftersom råvattnet är ett ytvatten, men har idag ingen PFAS-rening. PFAS-rening i vattenverk innebär så specifik teknik att trots att vattenverket har betydligt mer reningsprocesser än i de vattenverk som beskrivs i fall 1 och fall 2, behöver ändå vattenverket uppgraderas. Efter 40 år sker en fullständig efterbehandling av PFAS-källan, – då med eventuellt nya efterbehandlingstekniker.

Direkt efter att åtgärderna har genomförts når halterna i råvattnet ner till under gränsvärdet för dricksvatten och man behöver inte underhålla vattenverkets PFAS-rening.

2.3.2 Alternativ 3-1. Dagvattenrening och omedelbar åtgärd av PFAS-källan

PFAS-källan åtgärdas idag genom schaktning. I samband med det samlas allt dagvatten in från området och en tillfällig mindre anläggning för att rena dagvattnet anläggs. Anläggningen är i drift i 5 år, varefter halterna har sjunkit så att dagvattnet kan släppas ut i ytvattendraget. Vattenverket behöver inte uppgraderas för PFAS-rening. Detta bygger på ett antagande om att PFAS-källan är möjlig att avgränsa och att ta bort fullständigt.

2.3.3 Översikt fall 3

Tabell 2-3 ger en kvalitativ översikt över de kostnads- och nyttoposter som uppstår i referensen samt alternativ 3-1, samt vid vilken tid dessa uppstår.

Tabell 2-3. Översikt över referens och alternativ 3-1 samt konceptuella kostnads- och nyttoposter för fall 3.

	Referens fall 3	Alternativ 3-1	Kommentarer
Sammanfattande beskrivning	Ytvattenresursen är påverkad av PFAS pga de dagvattenledningar som mynnar ut i ytvattnet. Detta innebär att halterna av PFAS i råvattnet överskrider gränsvärdet för dricksvatten och vattenverket måste uppgraderas avseende PFAS-rening.	PFAS-källan tas bort, dagvattnet samlas upp och en mindre reningsanläggning installeras för att ta hand om återstående utläckage under ca. 5 år. Genom att ta bort källan och flödet ut i ytvattnet, samt en relativt snabb omsättning blir halterna av PFAS under gränsvärdet.	Vattenresursen är påverkad idag men genom att åtgärda kan man undvika att bygga om vattenverket och återställa vattenresursen. Det bygger på att källan kan identifieras och tas bort, samt att allt dagvatten kan samlas upp för att säkerställa att ingen PFAS når ytvattendraget.
Kostnad för ombyggnad av vattenreningsverk	Ja, med en gång	Nej	Endast referensen kräver ombyggnad
Kostnad för fullständig åtgärd i omättad zon	Ja, om 40 år	Ja, med en gång	Antagande om att kostnaderna inte skiljer sig, de bara uppstår vid olika tillfällen
Kostnad för vattenreningsanläggning för hantering av dagvatten	Ja, om 40 år och under 5 år	Ja, med en gång och under 5 år framåt	Antagande om att uppsamlingen av dagvatten är effektiv och förhindrar spridning.
En minskad kostnad (nytta) genom ett minskat behov av rening i vattenreningsverket	Ja, om 40 år	Nej (rening i vattenverket behövs aldrig)	Baserat på antagande om momentan effekt.
Nytta i form av värdet på en opåverkad ytvattenresurs. Nyttan uppstår när vattenresursen blir "återställd".	Ja, om 40 år	Ja, med en gång	Baserat på antagande om momentan effekt.

3 Metod för samhällsekonomisk analys

3.1 Vad är kostnads-nyttoanalys?

Kostnads-nyttoanalys (KNA) är en analys som innefattas i det bredare begreppet konsekvensanalys (jfr Naturvårdsverket, 2003). Liksom konsekvensanalyser är kostnads-nyttoanalyser ett stöd för beslutsfattande. KNA bygger på en identifiering av de positiva och negativa konsekvenserna av ett projekt i samhället och syftar till att jämföra dessa konsekvenser med varandra för att se om de positiva konsekvenserna är större än de negativa eller tvärtom. Analysen görs genom att de positiva effekterna (marginalnyttan) och de negativa effekterna (marginalkostnaderna) värderas relativt ett referensalternativ. I en KNA uttrycks de olika konsekvenserna i monetära enheter i så stor utsträckning som möjligt. Kostnads-nyttoanalys som metod beskrivs i en mängd olika textböcker, vägledningar, vetenskapliga publikationer och utredningar. Ofta refererade standardverk är Boardman m.fl. (2011) och Johansson & Kriström (2018). I Sverige har Trafikverkets metod för samhällsekonomisk analys av infrastrukturprojekt, det så kallade ASEK-arbetet, fått stor spridning och användning (Trafikverket, 2024). Nedan beskrivs kortfattat några nyckelbegrepp i KNA.

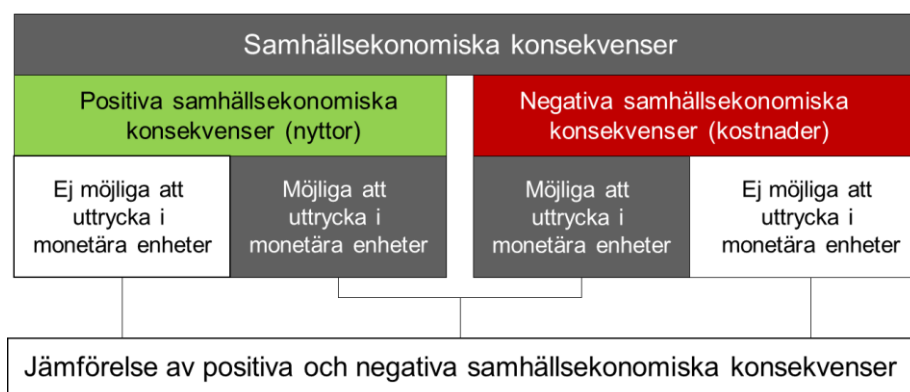
3.2 Kostnader, nyttor och lönsamhet

Det ligger i samhällets intresse att utforma effektiva strategier och åtgärder för att förhindra och mildra konsekvenserna av förorenade områden. Resurserna är dock begränsade och prioriteringar av åtgärder måste därför göras. Ett viktigt underlag för prioritering är samhällsekonomiska bedömningar av potentiella åtgärder. Syftet är då att undersöka om en viss insats är samhällsekonomiskt lönsam och helst även analysera vilka insatser som är mer lönsamma än andra.

Med samhällsekonomiska effekter menas närmare bestämt handlingsalternativens konsekvenser för individers och företags välbefinnande (ibland även benämnt "välfärd"). Ökningar av välbefinnandet till följd av handlingsalternativet kallas för alternativets *nyttor* och minskningar av välbefinnandet till följd av handlingsalternativet kallas för alternativets *kostnader*, jfr Figur 3-1.

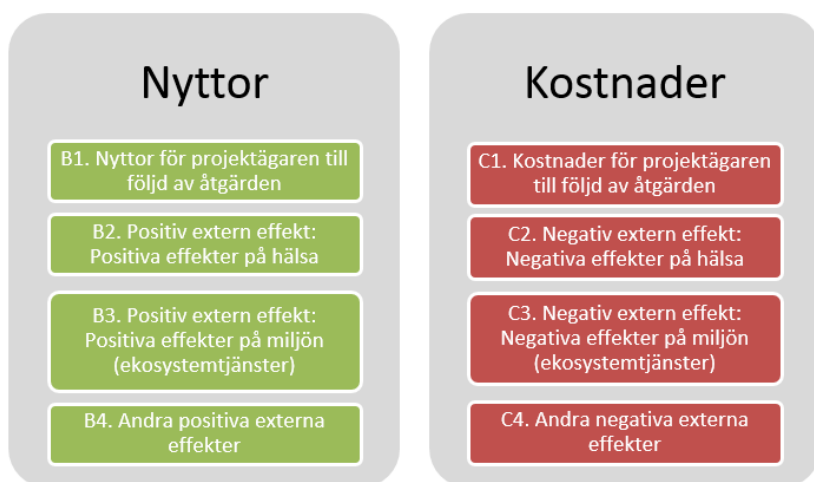
En samhällsekonomisk konsekvensanalys ska undersöka kostnaderna och nyttorna för de individer och företag som bedöms beröras av ett projekt. Det kriterium som vanligen används i en kostnads-nyttoanalys för vad som är bra eller dåligt att göra är *samhällsekonomisk lönsamhet*.

Samhällsekonomisk lönsamhet kännetecknas av att summan av samtliga nyttor för alla berörda individer och företag överstiger summan av samtliga kostnader för alla individer och företag. Om utfallet för alternativet är positivt är det samhällsekonomiskt lönsamt, och ju högre positivt värde, desto bättre är alternativet. Alternativen utvärderas alltid *relativt ett referensalternativ*, som vanligen (men inte alltid) definieras som att inte vidta någon åtgärd och de konsekvenser som detta leder till.



Figur 3-1. Samhällsekonomiska konsekvenser.

I en samhällsekonomisk analys inkluderas både projektägarens (interna) och övriga samhällets (externa) effekter, se Figur 3-2. En analys som omfattar endast projektägarens effekter kan benämnas projektekonomisk analys, men en fullständig samhällsekonomisk analys ska omfatta också externa effekter.



Figur 3-2. Kategorier av nyttor och kostnader i en kostnads-nyttoanalys. Tack till Tore Söderqvist (Holmboe & Skarp kultur- och naturtjänster AB) för inspiration till figur.

En kostnads-nyttoanalys är en speciell typ av analys som måste kompletteras med andra slags analyser för att beslutsunderlaget ska bli heltäckande. Viktigt är att göra en analys av *fördelningseffekter*, vilken visar hur nyttor och kostnader fördelar sig på olika grupper/branscher/sektorer i samhället. Andra typer av analyser kan också vara nödvändiga, eftersom det endast är i undantagsfall som det går att uttrycka alla identifierade nyttor och kostnader i monetära enheter. Om kriteriet för samhällsekonomisk lönsamhet är uppfyllt eller inte kan ofta endast delvis utvärderas genom en jämförelse av monetära mått. I jämförelsen måste även de samhällsekonomiska konsekvenser som inte har mätts i monetära termer vägas in, se Figur 3-1.

3.3 Matematisk beskrivning av KNA

Matematiskt kan en kostnads-nyttoanalys uttryckas som en *målfunktion* som mäter skillnaden mellan nyttor och kostnader. För ett visst åtgärdsalternativ i kan målfunktionen formuleras som:

$$NPV_i = \sum_{t=1}^T \frac{1}{(1+r)^t} (B_{it}) - \sum_{t=1}^T \frac{1}{(1+r)^t} (C_{it}) \quad (\text{ekvation 1})$$

där:

NPV_i = nettonuvärdet (net present value), vilket utgör nuvärdet av nettonyttan (dvs. nyttor minus kostnader) av att genomföra åtgärdsalternativet i

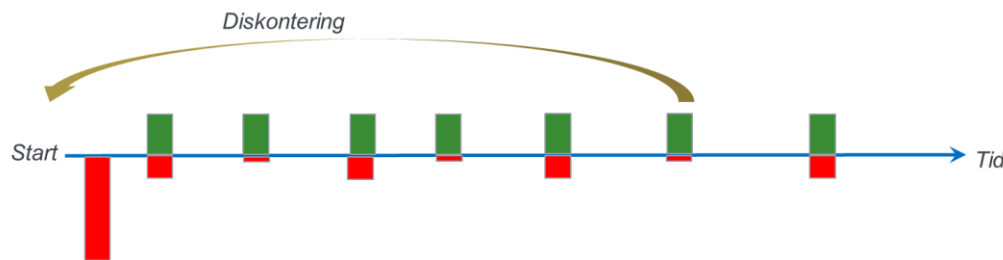
B_i = nyttor (benefits) av att genomföra åtgärdsalternativet i

C_i = kostnader (costs) för att genomföra åtgärdsalternativet i

r = diskonteringsränta

T = tidshorisont angivet i antal år t

Nyttor och kostnader uttrycks normalt i *real*a värden, rensade från inflationseffekter. Som framgår av ekvation 1 beräknas ett *nuvärde* för alla kostnader respektive alla nyttor under den aktuella tidshorisonten. Detta sker genom en omräkning med hjälp av en räntesats och görs för att ta hänsyn till att nyttor och kostnader inträffar vid skilda tidpunkter och därför inte kan jämföras direkt med varandra, se Figur 3-3. Valet av räntesats för diskontering beskrivs närmare i avsnitt 3.4.



Figur 3-3. Principen för beräkning av nuvärden genom diskontering. Gröna staplar = nyttor; Röda staplar = kostnader.

3.4 Tidshorisont och diskontering

Diskontering är ett begrepp som används vid alla samhällsekonomiska beräkningar. En diskonteringsränta används för att räkna om alla nyttor och kostnader i kostnads-nyttoanalysen till ett *nuvärde*.

Diskontering är en omdebatterad metod, eftersom kostnaderna med exempelvis efterbehandlingsåtgärder inom ett förorenat område ofta inträffar före nyttorna som åtgärderna leder till. I en nuvärdesberäkning tenderar detta att leda till att nyttorna väger lättare än kostnaderna. Allmänt gäller att ju högre diskonteringsränta och ju längre fram i tiden en konsekvens inträffar desto lägre blir dess nuvärde. Om diskonteringsräntan däremot är noll värderas framtida kostnader och nyttor lika högt som dagens kostnader och nyttor.

Diskontering i samhällsekonomiska kalkyler diskuteras ingående av exempelvis Söderqvist (2006), Boardman m fl (2011), Johansson & Kriström (2018) och Trafikverket (2024). För samhällsekonomiska kalkyler inom transportområdet rekommenderar exempelvis Trafikverket (2024) i Sverige för närvarande en räntesats på 3,5 procent, baserat på studier av marknadsräntor.

För samhällsekonomiska kalkyler av åtgärder som berör flera generationer av människor argumenteras ofta att räntesatsen istället bör sättas utifrån en etisk utgångspunkt för att inte diskriminera framtida generationer i förhållande till dagens generation och utifrån prognoser om den framtida ekonomiska utvecklingen. Detta förhållningssätt tenderar att leda till lägre diskonteringsräntor. Ett exempel på detta är rekommendationerna i den s.k. Stern-rapporten (Stern 2006), som utvärderar samhällsekonomiska effekter av klimatförändringar. Stern-rapporten har fått ett mycket stort genomslag i miljö- och klimatdebatten och föreslår en diskonteringsränta på 1,4 procent för samhällsekonomiska kalkyler rörande klimateffekter och åtgärder mot klimatförändringar.

I internationell litteratur framförs idag alltmera att det är rimligt att använda räntesatser nära marknadsräntan för kortare tidsperioder, medan det kan vara försvarbart att använda lägre räntesatser för längre tidsperioder som berör flera generationer. Under senare år har det i olika sammanhang och i flera länder rekommenderats fallande diskonteringsränta över tid i samhällsekonomiska kalkyler inom exempelvis, se exempelvis Arrow m fl (2014) och UK HM Treasury (2022).

Valet av diskonteringsränta kan påtagligt påverka utfallet i en kostnads-nyttoanalys, naturligtvis vad gäller nettonuvärdets absoluta storlek, men i vissa fall också rangordningen av alternativ. Vilken räntesats som väljs grundas i vilken grundläggande syn som beslutsfattandet utgår ifrån. Vid genomförandet av en kostnads-nyttoanalys kan det vara svårt att avgöra vilken räntesats som är lämplig. I sådana fall är det lämpligt att genomföra kostnads-nyttoanalysen med olika diskonteringsräntor och undersöka hur slutresultatet varierar med valet av räntesats.

I denna studie har beräkningar med 1,4%, 3,5% och 5% räntesats använts för att se hur valet av räntesats påverkar slutresultatet.

Tidshorisonten är också av stor betydelse bl.a. eftersom en längre tidshorisont innebär att åtgärden skyddar mot skadekostnader under en längre tid. I denna studie har en tidshorisont på 200 år (perioden år 2025–2225), som motsvarar ca 10 generationer, använts i samråd med Naturvårdsverket. Osäkerheterna med beräkningar så långt in i framtiden är stora men den långa tidshorisonten är motiverad utifrån att åtgärderna har betydelse för framtida generationers levnadsbetingelser.

3.5 Uppräkning av betalningsviljebaserade nyttor och kostnader

Betalningsvilja är en central aspekt inom samhällsekonomisk analys och är ett mått på hur mycket individer är beredda att betala för förbättrade tjänster eller minskade negativa effekter. Betalningsvilja mäts ofta i olika typer av värderingsstudier, där individer tillfrågas om deras betalningsvilja. Betalningsviljan är vanligtvis kopplad till individers inkomstnivå. Generellt sett ökar betalningsviljan för olika nyttor och tjänster när inkomsten stiger, vilket innebär att högre inkomst ger större möjlighet och vilja att betala för förbättrade tjänster eller minskade negativa effekter.

Relationen mellan inkomst och real bruttonationalprodukt (BNP) är också betydande; en ökning i real BNP per capita indikerar en förbättrad ekonomisk situation, vilket i sin tur kan leda till högre inkomst och därmed ökad betalningsvilja. Enligt Trafikverkets rekommendationer antas inkomstelasticiteten vara lika med 1, vilket innebär att en procentuell ökning i inkomsten resulterar i en lika stor procentuell ökning av betalningsviljan. Detta förhållande innebär ett antagande om att förändringar i ekonomiska förhållanden direkt påverkar individers värderingar av samhällstjänster och kostnader, vilket är viktigt att beakta i samhällsekonomiska analyser.

Enligt Trafikverkets (2024) rekommendationer för samhällsekonomiska analyser ska betalningsviljebaserade kalkylvärden baserat på den reala nivån från basåret 2025 i denna studie, justeras realt fram till prognosåret 2069. Denna justering av betalningsviljebaserade nyttor och kostnader grundas på den förväntade utvecklingen av bruttonationalinkomst (BNI) per capita fram till 2069. Prognosen för tillväxten av real BNP per capita anges till 1,7 % minus 0,15 %, i enlighet med Trafikverkets (2024) riktlinjer för samhällsekonomisk analys i Sverige.

De kostnader som beaktas i denna studie omfattar externa negativa effekter som påverkar tredje part och är kopplade till transporter av förorenade massor samt återfyllnadsmassor i de tre analyserade fallen. Dessa kostnader inkluderar luftföroreningar (exklusive växthusgaser), buller, olycksrisker och hälsoeffekter som kan uppkomma som en följd av åtgärderna. Dessutom beaktas betalningsviljebaserade nyttor som uppstår vid minskade störningar på vattensystemtjänster. Dessa nyttor som uppstår genom att undvika störningar på vattensystemtjänster fram till prognosåret 2069 justeras också i enlighet med ovanstående riktlinjer. Alla betalningsviljebaserade nyttor som uppstår efter år 2069 ligger på 2069 års nivå.

3.6 Värdering av åtgärds-kostnader

Kostnaderna för schaktning och deponering av förorenade massor har uppskattats enligt Volchko et al. (2016) i 2025 års penningvärde, genom justering för förändringar i BKI (Byggnadskostnadsindex) mellan 2014 och 2025 samt förändringar i PPI (Producentprisindex för tjänster) under samma period. Kostnaderna och osäkerheter för anläggning och drift av vattenrening på plats, liksom för inneslutning och etablering av ett nytt dagvattenhanteringssystem samt tidsåtgången i samtliga åtgärdsalternativ i de tre fallen, har skattats genom expertbedömning (Senning, 2025). Punktskattningar för åtgärds-kostnaderna för de olika alternativen i de tre fallen, samt parametrarna för de statistiska fördelningar som beskriver osäkerheterna i dessa kostnader, redovisas i Bilaga A.

3.7 Värdering av negativa effekter på hälsa och miljö

Åtgärder för att avlägsna PFAS-föroreningskällan eller förhindra spridningen av PFAS kan leda till negativa externa effekter för tredje part i samhället, så kallade negativa externaliteter. Till exempel innebär deponering av förorenade massor, inklusive transport till och från deponin samt återfyllning med nytt material, ett omfattande behov av transporter och användning av grävmaskiner, dumpers och hjullastare på plats. Detta är kopplat till utsläpp av luftföroreningar, växthusgaser, buller och olycksrisker.

Trafikverket har tagit fram kalkylvärden (i 2019 års penningvärde) för utsläpp av luftföroreningar, växthusgaser, buller och olycksrisker till följd av transporter för varje fordonskilometer (Trafikverket, 2024). Dessa kalkylvärden har uttryckts i dagens penningvärde genom justering för förändringar i real BNP (bruttonationalprodukt) och KPI (konsumentprisindex) mellan 2019 och 2025. De negativa effekterna på hälsa och miljö som uppstår till följd av transporter har moneteriserats genom att beräkna antalet fordonskilometer för varje åtgärdsalternativ i de tre fallen och multiplicera dessa värden med de justerade kalkylvärdena per fordonskilometer. En lastbil har antagits rymma 35 ton.

Schaktning, inneslutning och etablering av ett dagvattenhanteringssystem medför också utsläpp av växthusgaser på plats. Dessutom genererar deponering av schaktmassor växthusgasutsläpp vid deponier. Mängden utsläpp till följd av åtgärden på plats beräknades med hjälp av SGF:s verktyg för koldioxidavtryck Carbon Footprint. Kalkylvärden för kg CO₂-utsläpp (i 2019 års penningvärde) är framtagna av Trafikverket (2024). Dessa kalkylvärden uttrycktes i dagens penningvärde genom samma justering som beskrivits ovan. De negativa effekterna på miljön till följd av utsläpp av växthusgaser av åtgärdsarbeten moneteriserades genom att multiplicera mängden utsläpp i varje åtgärdsalternativ i de tre fallen med de justerade kalkylvärdena.

Kostnaderna för ökade hälsorisker till följd av själva åtgärden på plats beräknades med hänsyn till sannolikheten av att drabbas av arbetsskada i byggsektorn och de ekonomiska betalningsviljebaserade värdena av allvarliga och lindriga skador, samt värdet av ett statistiskt liv framtagna av Trafikverket (2024). Enligt Arbetsmiljöverket (2024) är den årliga sannolikheten att drabbas av en allvarlig och lindrig arbetsskada, exklusive en mycket allvarlig skada, 0,35% respektive 0,45%, medan den årliga sannolikheten av arbetsolyckor i byggsektorn med dödligt utfall är 0,0027%. Värden för allvarliga och lindriga skador i transportsektorn är 12,148 respektive 0,7 MSEK (i 2019 års penningvärde) (Trafikverket, 2024). Värdet av ett statistiskt liv är 46,415 MSEK (i 2019 års penningvärde) (Trafikverket, 2024). På samma sätt som beskrivits ovan justerades dessa värden till dagens penningvärde. Det antogs att samma sannolikheter för arbetsskador inom byggsektorn och de kalkylvärden som används för värdering av olika typer av skador inom transportsektorn också är tillämpliga vid schaktåtgärder.

Kostnaderna för ökade hälsorisker till följd av schaktningen beräknades som en produkt av sannolikheten av att drabbas av en arbetsskada, värden för denna skada och antalet arbetare på platsen. Ett förenklat antagande gjordes om att sju personer arbetar på plats vid genomförandet av de olika åtgärderna i de tre fallen.

Alla beräkningar av negativa externa effekter redovisas i Bilaga B.

3.8 Värdering av nytta till följd av att undvika störningar på vattensystemtjänster

Betalningsvilja avser det högsta belopp en individ eller en grupp är villig att betala för en specifik tjänst eller vara. I samband med kostnadsnyttoanalyser är betalningsvilja en central faktor för att uppskatta värdet av olika icke-marknadsprissatta naturens tjänster, såsom förbättrad grundvattenkvalitet eller skydd av akvatiskt liv i vattendrag. I studier som syftar till att uppskatta betalningsviljan för olika tjänster används främst två typer metoder: Revealed Preference-metoder och Stated Preference-metoder.

Revealed Preference-metoder baseras på observation av faktiska beteenden inom marknaden. Genom att analysera hur individer agerar i situationer där de gör val, kan forskare uppskatta deras betalningsvilja för specifika icke-marknadsprissatta naturens tjänster, exempelvis en ökad tillgång till ekosystemtjänster i närheten till bostadsområden. Denna metod fokuserar på verkliga transaktioner och beteendemönster, vilket ger en insikt i hur mycket individer är villiga att betala baserat på sina faktiska beslut och handlingar.

I kontrast till detta involverar Stated Preference-metoder hypotetiska scenarier där respondenter ombeds att ange sin betalningsvilja för icke-marknadsprissatta naturens tjänster. Genom att skapa olika scenarier kan forskare samla in data om hur mycket individer skulle vara villiga att betala under specifika förhållanden. Vanligtvis genomförs enkätstudier där deltagarna ges möjlighet att uttrycka sina preferenser i en teoretisk kontext, antingen genom att direkt fråga vad respondenten kan tänka sig att betala för en viss tjänst eller vara (Contingent Valuation, CV) eller genom att respondenten får göra en serie av val mellan olika alternativ (Choice Experiment, CE).

Primärstudier av betalningsvilja är ofta resurs- och tidskrävande, vilket gör det svårt att genomföra omfattande analyser för varje specifik situation. Som ett alternativ kan värdeöverföringsmetoden ("value transfer") användas. Denna metod innebär att man utnyttjar data och resultat från tidigare genomförda studier för att uppskatta värdet av tjänster i en ny kontext. Genom att överföra befintliga betalningsviljevärden kan en skattning av betalningsviljan för icke-marknadsprissatta tjänster som naturen tillhandahåller göras utan att behöva genomföra nya, kostsamma undersökningar.

Värdeöverföringsmetoden kan därmed fungera som ett praktiskt verktyg för att snabbt och kostnadseffektivt informera beslut inom områden där betalningsvilja är relevant. Denna metod bygger på antagandet att värden som har uppskattats i en viss kontext kan överföras och användas i en annan men liknande kontext. Genom att justera för lokala förhållanden och skillnader i t.ex. befolkningskarakteristik och ekonomiska faktorer, kan man få en uppskattning av betalningsviljan utan att behöva genomföra omfattande fältstudier.

I denna studie har vi utgått från primära värderingsstudier av vattensystemtjänster. Vattensystemtjänster avser de olika nyttor som vi människor får av vattenresurser. Dessa tjänster inkluderar bland annat tillgång till rent dricksvatten, bevattningsvatten, reglering av vattenflöden och stöd för biologisk mångfald i vattendrag och sjöar (Söderqvist m fl, 2014; Gärtner m fl, 2023). Inom ramen för arbetet har sökningar gjorts för att identifiera relevanta primärstudier som handlar om människors betalningsvilja att undvika störningar på vattensystemtjänster genom åtgärder som syftar till att rena förorenat grundvatten. Sökningarna har gjorts i den internationella databasen EVRI, som innehåller värderingsstudier, samt i databasen SCOPUS, som innehåller vetenskapliga artiklar. För den första sorteringen i EVRI användes sökordet 'groundwater' med filter för Europa, vilket gav 23 träffar. I SCOPUS användes sökorden 'groundwater AND 'valuation OR willing*', vilket resulterade i 61 träffar. Baserat på dessa studier sammanställdes 14 betalningsviljevärden som potentiellt kunde överföras till denna studie (se Bilaga C).

Värdeöverföringen skedde enligt följande tillvägagångssätt:

- Värdet av betalningsvilja per hushåll per år justerades med hänsyn till skillnader i real BNP per capita mellan landet där den primära studien genomfördes och Sverige det år studien utfördes.
- Detta värde omvandlades sedan till svenska kronor med aktuell växelkurs och justerades för inflationstakten i Sverige (förändring i KPI) för att uttrycka det i dagens penningvärde.

I denna studie antas att vattenverket försörjer 30 000 konsumenter, vilket delas med 2,6 personer per hushåll (SCB, 2023) för att beräkna antalet potentiellt drabbade hushåll. Antalet hushåll multipliceras sedan med det överförda betalningsviljevärdet per hushåll och år. Genom denna beräkning skattas den årliga nyttan av att undvika störningar på vattensystemtjänster.

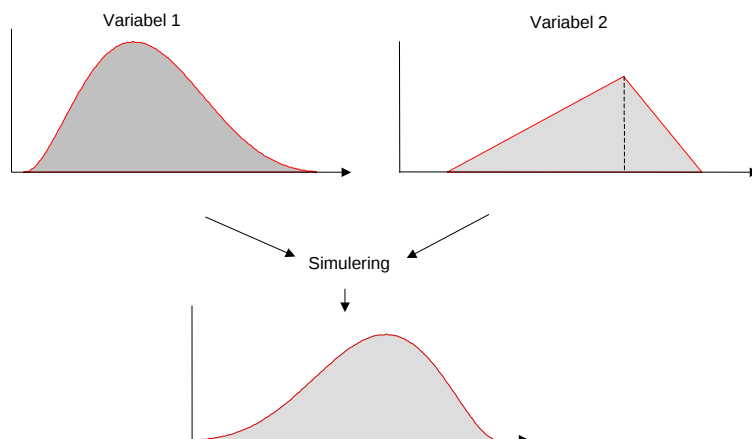
3.9 Kostnader för utökad rening av dricksvatten

Kostnadsuppskattningen har gjorts för etablering av en GAC-anläggning för avskiljning av PFAS-4. Detta har bedömts vara den mest relevanta typen av behandlingsanläggning för den föreliggande fallstudien. Kostnadsuppskattningen baseras på aktuella erfarenheter från etablering av en sådan behandlingsanläggning i Uppsala (Bilaga D). I kostnaderna för PFAS-rening ingår investeringskostnader, drift- och underhållskostnader samt kostnader för återinvesteringar som behöver göras i anläggningen under den studerade tidshorisonten. Kostnadsanalysen har begränsats till projektinterna kostnader. Externa effekter på miljö och hälsa har inte varit möjliga att kvantifiera inom ramen för denna studie.

3.10 Osäkerhetsanalys

Kostnads-nyttoanalysen är förknippad med osäkerheter. Såväl skattningarna av nyttorna som kostnaderna måste göras utan fullständig kunskap om de verkliga utfallen. Osäkerheterna för ingående variabler variabel (exempelvis de olika kostnads- och nyttoposterna) i beräkningen kan representeras av statistiska osäkerhetsfördelningar. Genom statistisk simulering (Monte

Carlo) kan en osäkerhetsfördelning också för den sökta storheten, exempelvis nettonuvärdet, skattas (se principiell beskrivning i Figur 3-4).



Figur 3-4. Principiell beskrivning av statistisk simulering.

Ur fördelningen för slutresultatet, exempelvis nettonuvärdet, kan bl.a. väntevärdet (representerat av simuleringens medelvärde), det mest troliga värdet, medianvärdet (50-percentilen), det lägsta rimliga värdet (exempelvis 5-percentilen) och det högsta rimliga värdet (exempelvis 95-percentilen) utläsas. Intervallet mellan två percentiler kallas prediktionsintervall, exempelvis det 90-procentiga prediktionsintervallet mellan 5- och 95-percentilen.

I denna studie har Excel-tillägget @Risk använts för att genomföra osäkerhetsanalysen. Utifrån simuleringarna kan också en så kallad känslighetsanalys utföras för att identifiera vilka variabler som har störst betydelse för osäkerheten i beräkningarnas utfall. Detta ger information om vilka variabler som bör vara mest angelägna att studera vidare i syfte att nå en säkrare skattning av den samhällsekonomiska lönsamheten för de studerade alternativen.

Med @Risk kan en analys genomföras för vilka variabler i modellen som har störst betydelse men det finns andra typer av osäkerheter som inte fångas in endast i variabelernas storheter, såsom osäkerheter i olika modellval. Diskonteringsräntan har nämnts tidigare vilket är ett sådant modellval, men det kan också vara olika scenarier för framtida samhällsutveckling.

I denna utredning har scenario-analys genomförts med avseende på valet av diskonteringsränta: alla fall (1 – 3) beräknas för diskonteringsränta på 1,4%, 3,5% och 5%. Dessutom har tre ytterligare scenarier analyserats för fall 1:

- Nyttor räknas upp till analysens slutår (dvs till år 2225 istället för till år 2069).
- En alternativ teknik kan användas som halverar åtgärdskostnaderna och reducerar alla externa negativa effekter till följd av transporter.
- Halverat avstånd till deponin (sträckan är 200 km istället för 400 km).

Uppräknade nyttor fram till slutåret (Scenario 1 för fall 1)

I grundscenariot har de betalningsviljebaserade nyttorna av att undvika störningar på vattensystemtjänster räknats upp fram till prognosåret 2069 i enlighet med Trafikverkets (2024) rekommendationer. Justeringen baseras på ett antagande om ett starkt samband mellan högre individers inkomster och deras förmåga och vilja att betala för förbättrade vattentjänster, samt på prognosen för utvecklingen av bruttonationalinkomst (BNI) per capita fram till 2069.

Det är dock troligt att inkomsterna fortsätter att växa även efter 2069, vilket kan öka betalningsviljan för nyttor som uppstår längre fram i tiden. Samtidigt är det mycket osäkert att göra dessa uppskattningar, även om de kan påverka nettonuvärdet. I Scenario 1 justeras nyttorna upp fram till slutåret i kalkylen (år 2225) för att undersöka hur denna justering påverkar kostnadsanalysens resultat för samtliga åtgärdsalternativen och referensen. Övriga variabler och osäkerheter i kostnads-nyttoanalysmodellen förblir oförändrade jämfört med grundscenariot.

Alternativ teknik: halverade åtgärds kostnader och ringa transporter (Scenario 2 för fall 1)

I Scenario 2 har åtgärds kostnaderna i samtliga åtgärdsalternativ halverats jämfört med grundscenariot, och istället för schaktning används en alternativ teknik som innebär begränsade transporter och inget behov av att schakta eller deponera material. Detta innebär att föroreningskällan inte tas bort utan att någon form av inneslutning eller fastläggning av föroreningen sker som förhindrar exponering och spridning till grundvattnet. Detta innebär att det inte uppstår några negativa externa effekter av transporter till följd av själva åtgärden, endast negativa externa effekter kopplat till hälsoeffekter kvarstår. Övriga variabler och osäkerheter i kostnads-nyttoanalysmodellen förblir oförändrade jämfört med grundscenariot.

Precis som i grundscenariot i fall 1 hanteras den omfattande PFAS-källan antingen omedelbart med den alternativa tekniken (S3 Alt 1-1) eller så skjuts behandlingen upp med 20 år (S3 Alt 1-2). Dessa alternativ jämförs med referensen, där man schaktar bort PFAS-källan om 40 år som i grundscenariot.

Halverat avstånd till deponi (Scenario 3 för fall 1)

I Scenario 3 har avståndet till deponin i samtliga åtgärdsalternativ samt referensen halverats, vilket innebär att det är 200 km i stället för 400 km. Övriga variabler och osäkerheter i kostnads-nyttoanalysmodellen förblir oförändrade jämfört med grundscenariot. Att avstånden är så stora beror på att många deponimottagningar är idag ovilliga att ta emot PFAS-förorenade massor.

Brytpunkter för samhällsekonomiskt motiverade åtgärder i fall 1

Den så kallade "Goal Seek"-funktionen i @Risk kan användas för att hitta brytpunkter för olika värden, t.ex. när ett visst värde blir > 0. I den här studien har funktionen använts för att uppskatta den maximala åtgärds kostnaden för Alt 1-1 (åtgärd idag) och Alt 1-2 (åtgärd om 20 år) för att vardera alternativet skall vara samhällsekonomiskt motiverade för en diskonteringsränta på 3,5% relativt referensen då schaktåtgärden görs om 40 år. Antagandet är då att åtgärds kostnaden om 40 år motsvarar kostnaden för efterbehandling med schaktning

samt även att åtgärden är lika tillförlitlig som schaktning. Analysen görs för grundscenariot samt de 3 scenarierna som är beskrivna ovan.

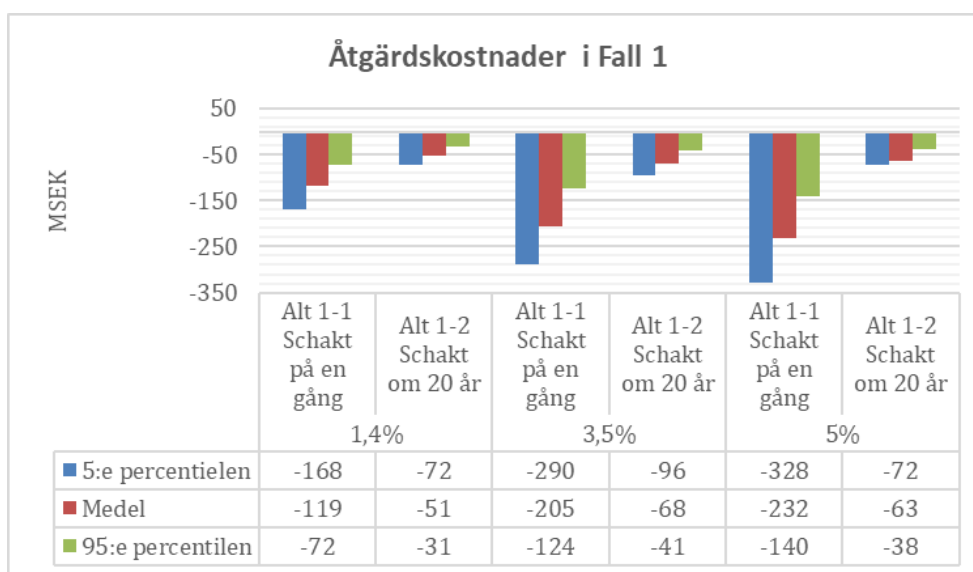
4 Resultat och diskussion

4.1 Fall 1. Värsta fallet - "Skadan är skedd och det blir värre..."

Grundscenariot

Nuvärden av åtgärdskostnaden för att ta bort PFAS-källan i de olika alternativen i fall 1 och för tre olika diskonteringsräntor (1,4 %, 3,5 % och 5 %) relativt referensen presenteras i Figur 4-1. Observera alltså att åtgärdskostnaderna i figuren är beräknade *relativt* referensalternativet (Alt 1-ref), som innebär åtgärden sker efter 40 år. Figuren redovisar alltså skillnaden mellan nuvärdet för åtgärden i referensen och nuvärdet för åtgärden i alternativet. Kostnadsuppskattningarna för behandling av PFAS-källan med schakt och deponering uppgår till ca. 2 600 SEK/ton eller 277 MSEK i 2025 års penningvärde. PFAS-källan omfattar 1,1 hektar (104 m x 104 m) och har ett medeldjup på 6,2 meter, med en antagen jorddensitet på 1,6 ton/m³. Dessa kostnadsuppskattningar inkluderar kostnader för schaktning, transport av schaktade massor 400 km till deponi, deponikostnader, återfyllnad samt kostnader för vattenreningsanläggningen och dess drift, se Bilaga A.

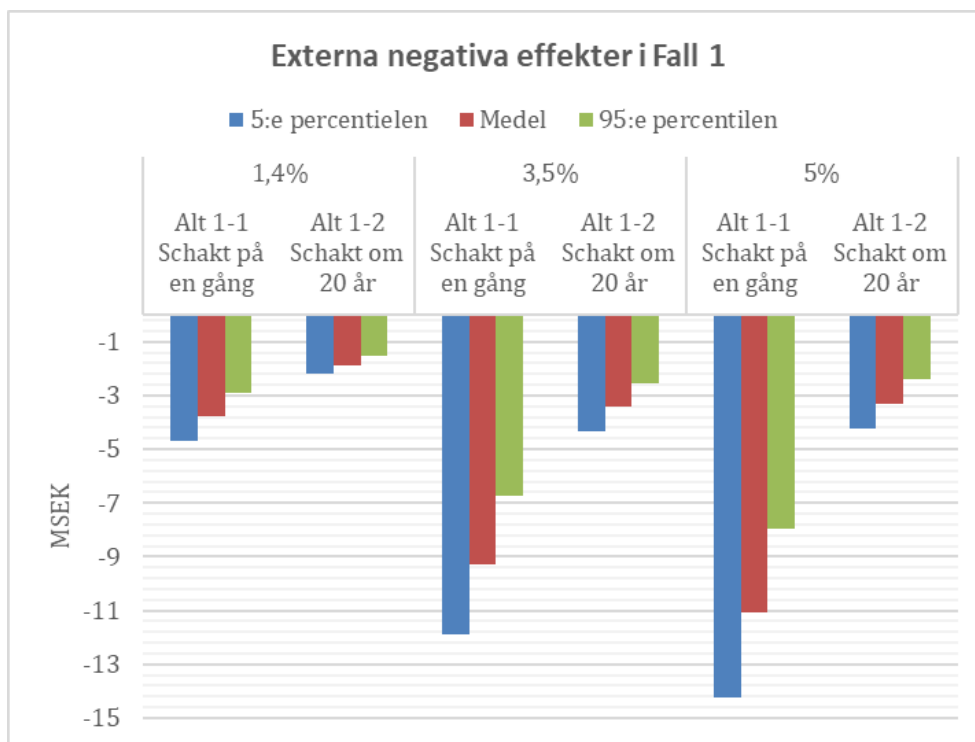
I fall 1 är nuvärdet av kostnaderna för att genomföra åtgärderna med schaktning och deponering omedelbart (Alt 1-1) avsevärt högre än om åtgärden genomförs om 20 år (Alt 1-2). Detta är en effekt av diskonteringen och gäller oavsett valet av räntesats. En högre diskonteringsränta leder till att framtida kostnader får ett lägre värde i dagens penningvärde.



Figur 4-1. Nuvärden av åtgärdskostnader i de olika alternativen i fall 1 för tre olika diskonteringsräntor (1,4 %, 3,5 % och 5 %) *relativt* referensen att åtgärda PFAS-källan om 40år (Alt 1-ref).

Nuvärdena av de negativa externa effekterna är avsevärt lägre än nuvärdena av åtgärdskostnaderna i samtliga åtgärdsalternativ, se Figur 4-2. Alla nuvärden i figuren redovisas relativt referensen, dvs skillnaden mellan att effekterna uppstår idag (Alt 1-1) eller om 20 år (Alt 1-2) och att effekterna uppstår om 40 år (Alt 1-ref).

I denna studie har koldioxidutsläpp till följd av åtgärden på plats och vid deponier beräknats med hjälp av SGF:s verktyg Carbon Footprint. Forskning visar dock att beräkningar av koldioxidutsläpp från efterbehandlingsprojekt varierar mellan olika verktyg på grund av skillnader i analysens avgränsning och typ av indata som används. Användningen av olika omvandlingsfaktorer kan leda till betydliga skillnader i resultat, vilket medför stora osäkerheter (Cappuyns, 2024). För närvarande saknas en systematisk inventering av relevanta emissionsfaktorer specifikt för saneringsbranschen, vilket skulle kunna förbättra tillförlitligheten av koldioxidberäkningar.



Figur 4-2. Nuvärden av externa negativa effekter till följd av de olika åtgärdsalternativen i fall 1 och för tre olika diskonteringsräntor (1,4%, 3,5% och 5%) relativt referensen att åtgärda PFAS-källan om 40år (Alt 1-ref).

Efterbehandling av PFAS-källan innebär att på sikt kan den utökade PFAS-reningen i vattenverket avslutas. Det uppstår alltså en nytta när PFAS-reningen i vattenverket inte längre behövs. För att kunna beräkna denna nytta har kostnaderna för vattenrening uppskattats för referensen samt för de båda alternativen. Kostnadsuppskattningen har gjorts för etablering av en anläggning med aktivt kol-filter (Granulated Active Carbon, GAC) för PFAS-4 avskiljning i ett vattenverk som försörjer ca. 30 000 konsumenter. Detta har bedömts vara den mest relevanta typen av behandlingsanläggning i de föreliggande fallen för både grundvatten och ytvatten och baseras på aktuella erfarenheter från etablering av en sådan behandlingsanläggning i Uppsala (Bäcklösa).

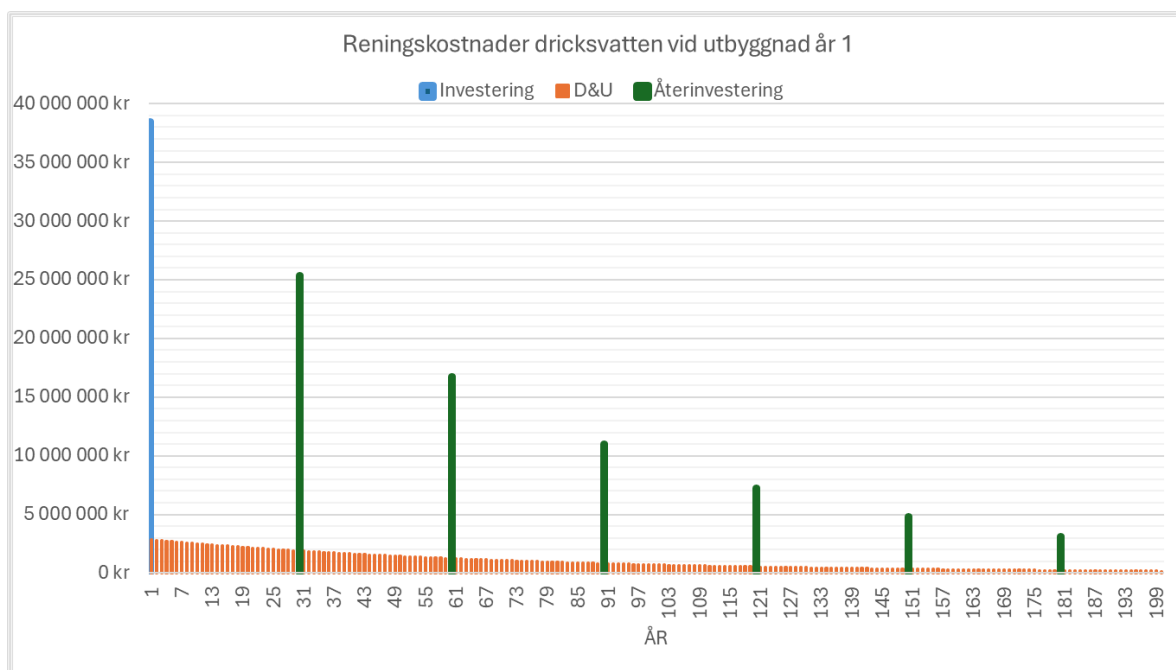
I en filteranläggning ingår komponenter för el, styrning och reglering, byggnation samt maskiner för behandling av PFAS. Anläggningen består av 6 st. öppna filter med backspolningsmöjligheter och antas att vara en tillbyggnation till ett befintligt vattenverk.

Därför ingår ingen kostnad för andra processor, såsom desinfektion eller personalutrymmen. Tömning och fyllning av kol antas ske direkt från bulkbilar vilket innebär att ingen utrustning för kolhantering ingår, förutom tillgång till drivvatten. Målsättningen är att minska PFAS-4 halten i vatten från ca 80 ng/l till mindre än 3 ng/l. I Tabell 4-1 redovisas anläggningens huvudsakliga omfattning och kostnadsposter. Därefter beskrivs förutsättningarna för kostnadsuppskattningarna mera i detalj.

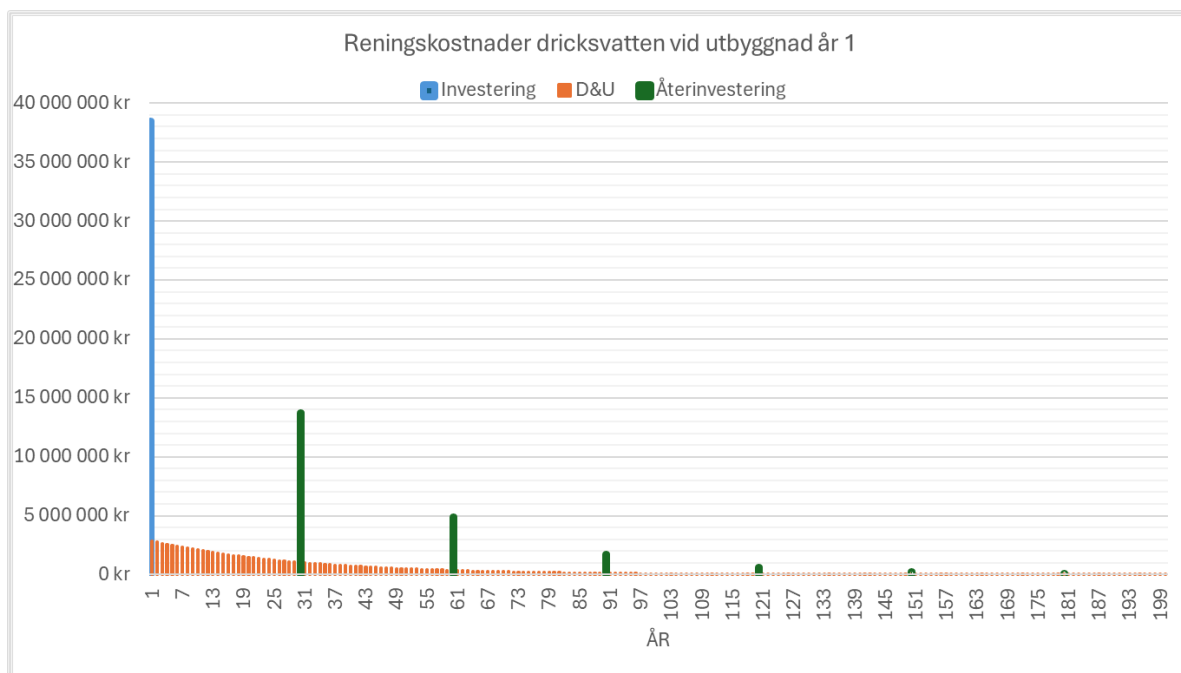
Tabell 4-1 Huvudsakliga kostnadsposter för GAC filteranläggning

Kostnadspost	Kvantifiering
GAC filteranläggning	6 st. GAC filter, 25 m ³ GAC per filter, totalt 90 ton torr GAC
Reaktiveringar	6 st. filter per år
Driftkostnad	3 000 000 kr/år
Byggkostnad	35 000 000 kr
Konsultkostnad	3 500 000 kr

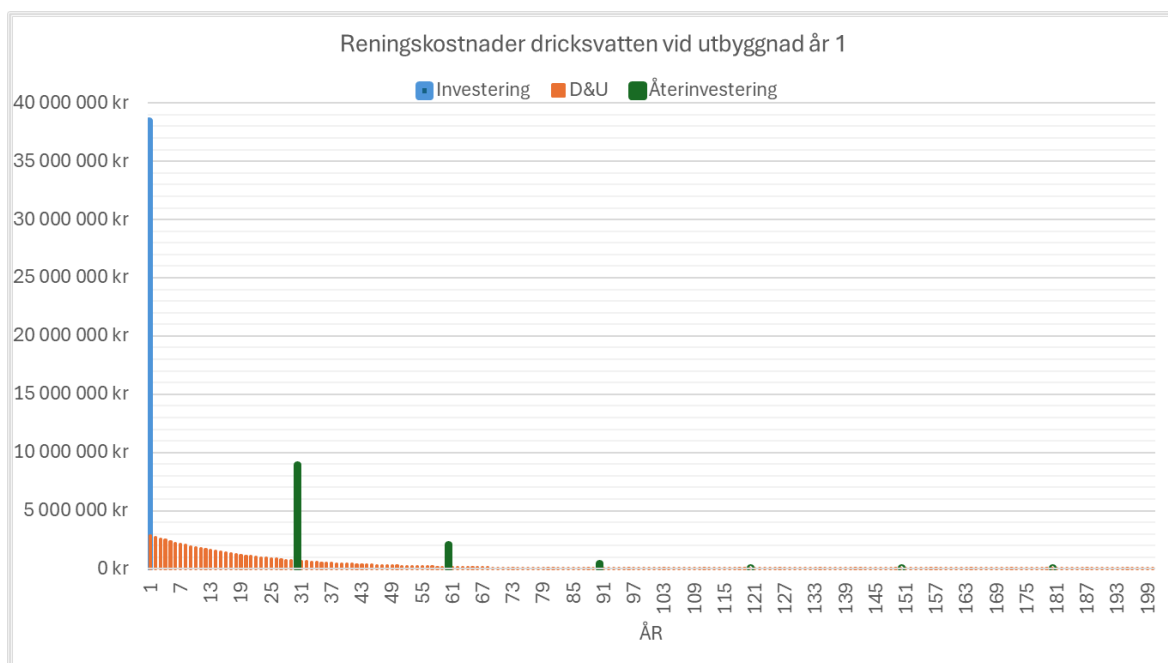
Sammantaget innebär detta att om en utbyggnad av vattenrening skulle genomföras under år 1 så blir flödet av kostnader över tid för investering, drift- och underhåll samt återinvesteringar enligt Figur 4-3 (med 1,4 % diskonteringsränta), Figur 4-4 (med 3,5 % diskonteringsränta) och Figur 4-5 (med 5 % diskonteringsränta).



Figur 4-3. Flöde av nuvärden av kostnader för PFAS-rening i dricksvattenverk under 200 år, diskonteringsränta = 1,4 %. D&U = Drift- och underhållskostnader.



Figur 4-4 Flöde av nuvärden av kostnader för PFAS-rening i dricksvattenverk under 200 år, diskonteringsränta = 3,5 %. D&U = Drift- och underhållskostnader.

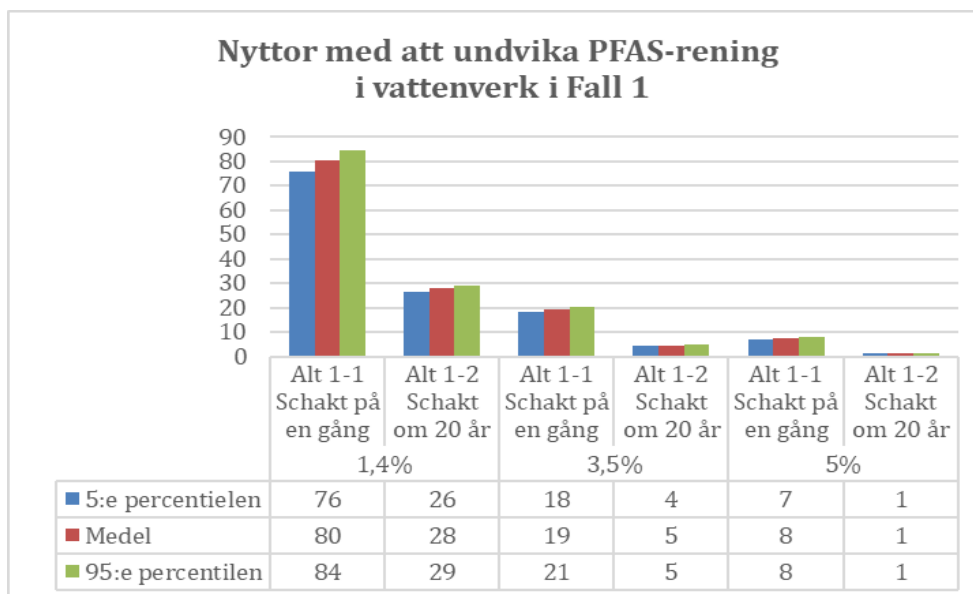


Figur 4-5 Flöde av nuvärden av kostnader för PFAS-rening i dricksvattenverk under 200 år, diskonteringsränta = 5 %. D&U = Drift- och underhållskostnader.

Totala kostnader och nyttor avseende vattenrening för de olika åtgärdsalternativen i fall 1 presenteras i Bilaga D.

I Figur 4-6 redovisas nyttorna som uppstår när man inte längre behöver PFAS-rening i åtgärdsalternativen 1-1 och 1-2 relativt referensen (Alt 1-ref). Nyttan uppstår alltså då man inte längre behöver ta drift och underhållskostnader för att fortsätta PFAS-reningen.

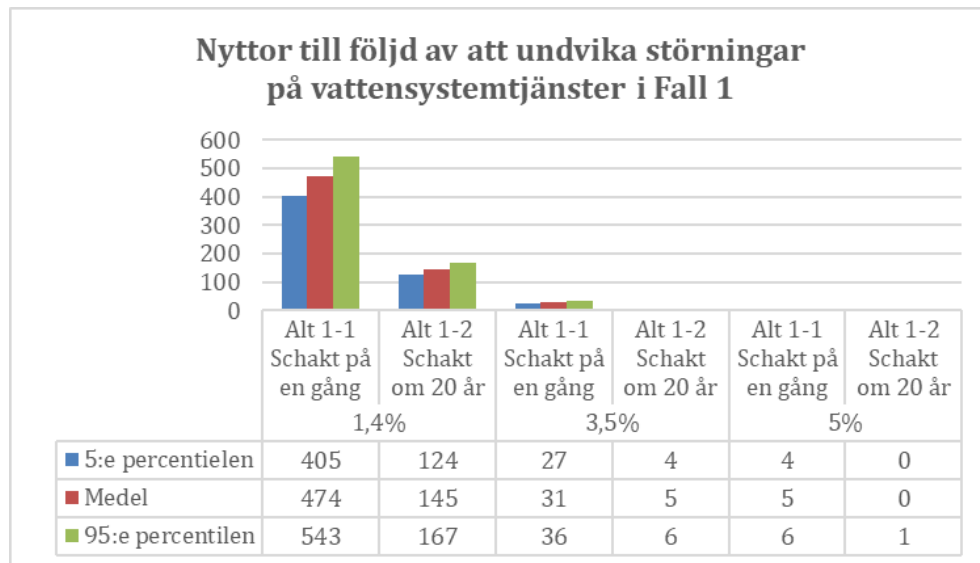
Osäkerheterna har schablonmässigt satts till +/- 10 % av uppskattade värden. Eftersom liknande anläggningar nyligen byggts i Sverige antas osäkerheterna vara relativt små.



Figur 4-6. Nyttor avseende minskat behov av PFAS-rening av dricksvatten för åtgärdsalternativ i Fall 1 och för tre olika diskonteringsräntor (1,4%, 3,5 % och 5 %) relativt referensen att åtgärda PFAS-källan om 40år (Alt 1-ref).

Åtgärder för att efterbehandla PFAS-källan eller förhindra spridningen av PFAS innebär att vattenresursen återställs efter ett visst antal år beroende på när åtgärden vidtas (se Tabell 2-1). I kostnads-nyttoanalysen betraktas det som en årlig nytta från det år resursen återställs och under resten av tidshorisonten för analysen, exempelvis från ca. 180 år till år 200 i referensen (Alt 1-ref). Dessa nyttor uttrycks som en årlig betalningsvilja per hushåll för att återställa resursen i fall 1. Sammanställningen av betalningsviljestudier, vilka betalningsviljestudier som valts ut och hur värdeöverföringen har gjorts för att beräkna dessa nyttor redovisas i Bilaga C.

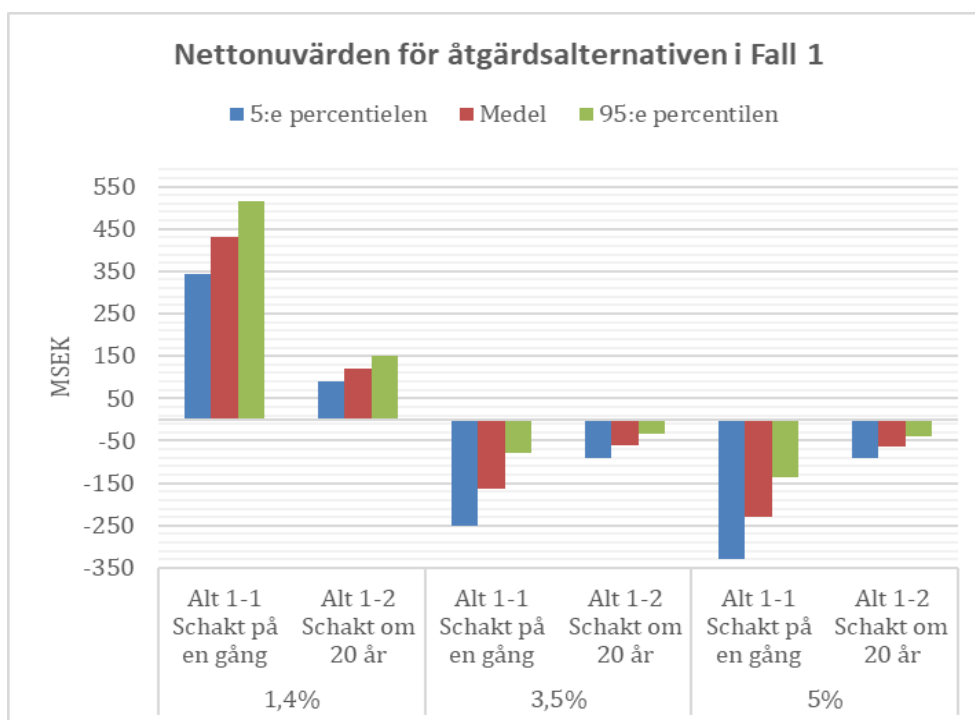
I fall 1 uppstår dessa nyttor långt in i framtiden även om åtgärden genomförs omedelbart (efter 100 år för Alt 1-1) och ännu längre fram i tiden om åtgärden genomförs efter 20 år (efter 140 år i Alt 1-2). Nyttan diskonteras därför till betydligt lägre nuvärden i Alt 1-2 än i Alt 1-1. Val av diskonteringsränta spelar också en stor roll: ju lägre ränta, desto högre blir nuvärdet av dessa nyttor (Figur 4-7). Notera att nyttan i figuren redovisas relativt referensen där vattenresursen återställs efter ca 180 år.



Figur 4-7. Nuvärden av nyttor till följd av en återställd grundvattenresurs i de olika alternativen i fall 1 och för tre olika diskonteringsräntor (1,4 %, 3,5% och 5 %) relativt referensen att åtgärda PFAS-källan om 40 år (Alt 1-ref).

Huvudresultatet i en kostnadsnyttoanalys är nettonuvärdet (NPV) för varje alternativ. Ett positivt nettonuvärde indikerar att åtgärden är samhällsekonomiskt lönsam, medan ett negativt värde innebär att kostnaderna överstiger nyttan, vilket associeras med en samhällsförlust.

I fall 1 är både alternativet som avser schaktning på en gång (Alt 1-1) och efter 20 år (Alt 1-2) endast samhällsekonomiskt lönsamt om diskonteringsräntan är 1,4 %, givet alla antaganden i kostnads-nyttoanalys-modellen. För övriga diskonteringsräntor överstiger kostnaderna nyttorna, vilket leder till en samhällsförlust (Figur 4-8). När så stor påverkan på grundvattenmagasinet tillika råvattentäkten redan har uppstått, medför höga åtgärds-kostnader att det blir olönsamt att genomföra dessa alternativ jämfört med att vänta med att åtgärda i 40 år (referensen Alt 1-ref).

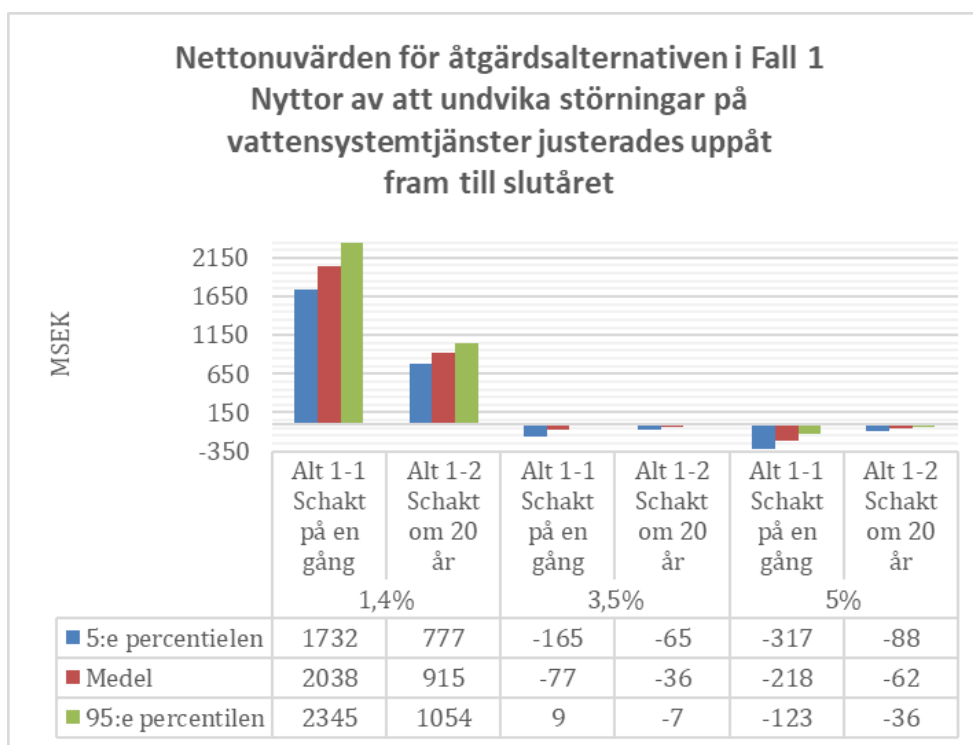


Figur 4-8. Nettonuvärden för de olika åtgärdsalternativen i fall 1 och för tre olika diskonteringsräntor (1,4%, 3,5% och 5%) relativt referensen att schakta bort PFAS-källan om 40år (Alt 1-ref).

Känslighetsanalysen avseende ingående variabler i analysen visar att omfattningen på schakten (djup och area) samt transportkostnaderna har störst inverkan på osäkerheten i nettonuvärdet för samtliga alternativ vid olika diskonteringsräntor i fall 1 (Figurerna E-1 – E6 i Bilaga E). Ju mindre omfattande schakt och ju kortare transportavstånd, desto högre nettonuvärde för både alternativ 1-1 och 1-2. Vid en diskonteringsränta på 1,4 % bidrar även storleken på nyttan som uppstår när vattenresursen blir återställd, dvs. betalningsviljan för att undvika störningar på vattensystemtjänster till osäkerheten i nettonuvärdet. Ju högre betalningsvilja, desto högre nettonuvärde för både alternativ 1-1 och 1-2.

Uppräknade nyttor fram till slutåret (Scenario 1)

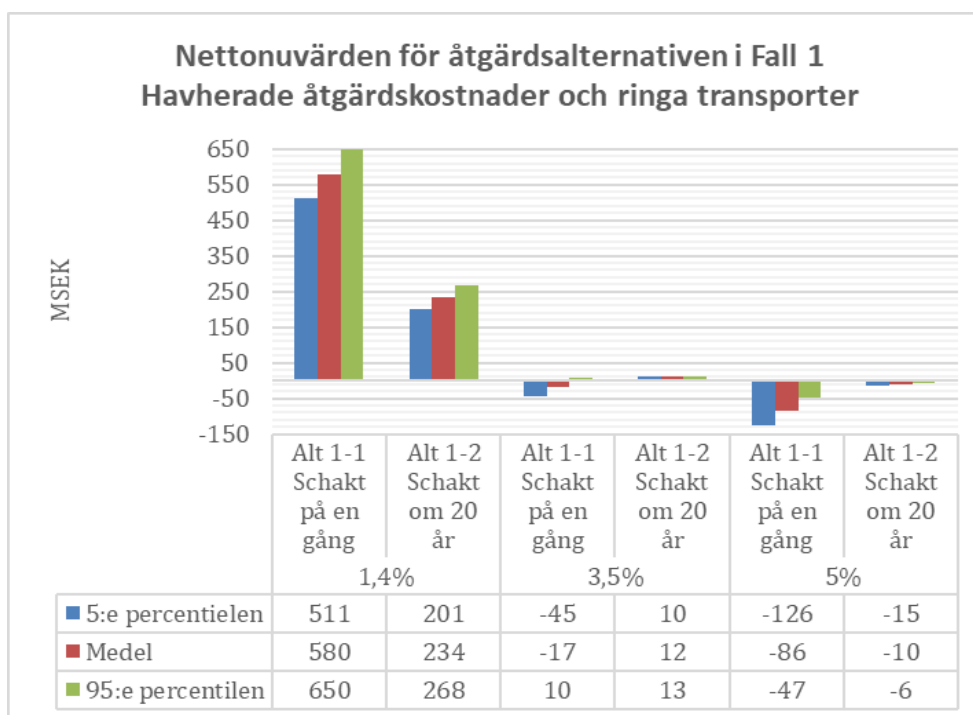
I grundscenariot har nyttorna av att undvika störningar i vattentjänster justerats upp i reala termer fram till prognosåret 2069, i enlighet med Trafikverkets rekommendationer. I Scenario 1 har nyttorna som uppstår efter 2069 och fram till slutåret 2225 också justerats upp i kalkylen. Trots att nyttorna som inträffar efter år 2069 justeras uppåt, förblir nettonuvärdena negativa vid diskonteringsräntorna 3,5% och 5% (Figur 4-9).



Figur 4-9. Nettonu värden för åtgärdsalternativen i fall 1 och för tre olika diskonteringsräntor (1,4%, 3,5% och 5%), där nyttan av att undvika störningar på vattensystemtjänster har justerats upp fram till slutåret 2225. Referensen är att åtgärda PFAS-källan om 40år (Alt 1-ref).

Halverade åtgärds kostnader och ringa transporter (Scenario 2)

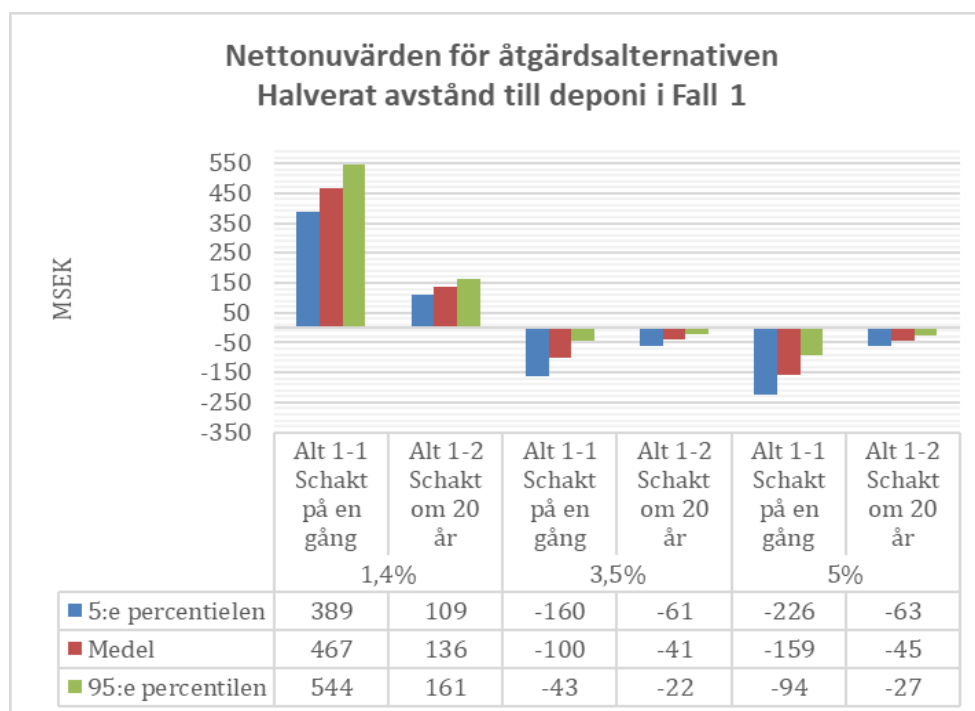
Även åtgärds kostnaderna halveras och att åtgärden inte medför några negativa externa effekter från transporter och växthusgasutsläpp vid deponier visar inte modellen att det är samhällsekonomiskt lönsamt att omedelbart åtgärda PFAS-källan. Detta gäller för en diskonteringsränta på 3,5 % eller högre, se Figur 4-10. Resultaten visar även att det kan vara samhällsekonomiskt fördelaktigt att vänta 20 år med en mindre kostsam åtgärd om diskonteringsräntan är 3,5%. Däremot, om den lägre diskonteringsräntan på 1,4 % bedöms som motiverad, kan en omedelbar åtgärd av PFAS-källan vara motiverad med en alternativ teknik som är hälften så dyr och mer miljövänlig än schaktning, eftersom nyttorna då överväger kostnaderna.



Figur 4-10. Nettonu värden för åtgärdsalternativen i fall 1 vid tre olika diskonteringsräntor (1,4%, 3,5% och 5%) i scenariot med halverade åtgärds kostnader och nollade negativa externa effekter förutom hälsoeffekterna som uppstår till följd av själva åtgärden relativt referensen att åtgärda PFAS-källan om 40 år, (Alt 1-ref).

Halverat avstånd till deponi (Scenario 3)

Trots att avståndet till deponin halveras (från 400 km i grundscenariot till 200 km i Scenario 3), påverkar detta inte utfallet av kostnads-nyttoanalysen i jämförelse med grundscenariot (Figur 4-11). Precis som i grundscenariot visar de antaganden och beräkningar som gjorts att det är samhällsekonomiskt fördelaktigt att omedelbart schakta den omfattande PFAS-källan i Scenario 3, förutsatt att man värderar nyttorna för framtida generationer högt, vilket innebär en diskonteringsränta på 1,4 %.



Figur 4-11. Nettonuvärden för åtgärdsalternativen i fall 1 vid tre olika diskonteringsräntor (1,4%, 3,5% och 5%) i scenariot med halverat avstånd till deponi i samtliga åtgärdsalternativen och referensen. Nettonuvärden beräknades relativt referensen att schakta bort PFAS-källan om 40 år (Alt 1-ref).

Brytpunkter för samhällsekonomiskt motiverade åtgärder i fall 1

Genom att använda Goal Seek-funktionen i @Risk i Excel-tillägget uppskattades vad åtgärdskostnaderna maximalt kan uppgå till för att de olika åtgärderna i varje scenario ska vara samhällsekonomiskt motiverade vid en diskonteringsränta på 3,5% relativt referensen att åtgärda PFAS-källan om 40 år (Tabell 4-2). Syftet med att ta fram dessa brytpunkter är att bättre förstå hur mycket lägre åtgärdskostnad som krävs i modellen för att det skall vara samhällsekonomiskt motiverat att investera i åtgärder tidigare än om 40 år. I analysen har antagits att tidigare genomförda åtgärder är lika tillförlitliga som schaktning om 40 år.

Kostnadsuppskattningarna i Tabell 4-2 ligger betydligt under de ca. 2 600 SEK per ton för de behandlade massorna eller 277 MSEK totalt för åtgärd av PFAS-källan med schakt i 2025 års penningvärde i grundscenariot. För grundscenariot visar beräkningarna att åtgärdskostnaden i alternativ 1-1 maximalt får uppgå till 106 MSEK för att alternativet skall vara lönsamt ur ett samhällsekonomiskt perspektiv. Den kostnaden skall alltså jämföras med en beräknad medelkostnad på 277 MSEK för schaktsanering som görs idag.

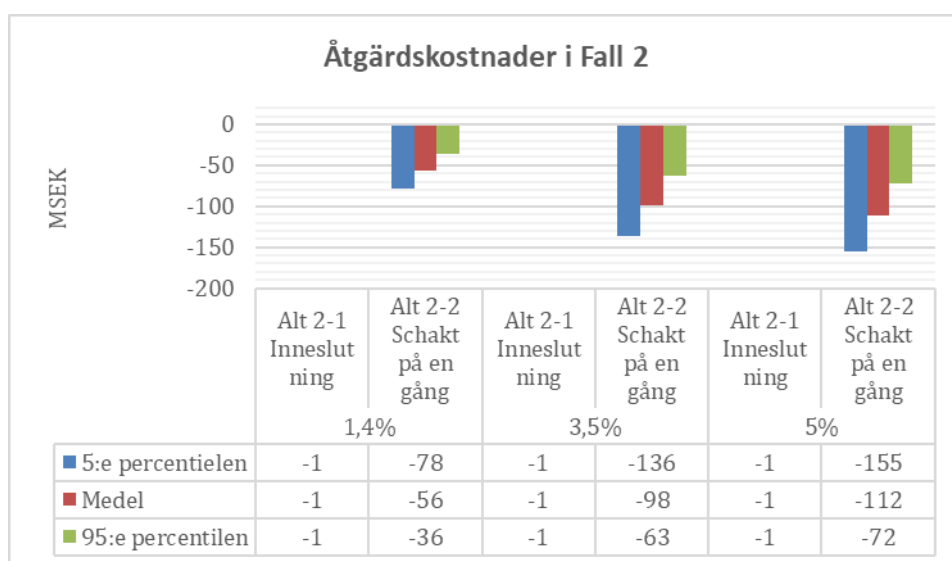
Tabell 4-2 Uppskattningar av brytpunkter för samhällsekonomiskt motiverade åtgärder för olika scenarier i Fall 1.

Scenarier för Fall 1	Åtgärd på en gång (Alt 1-1)		Åtgärd om 20 år (Alt 1-2)	
	Brytpunkt kostnad per ton: SEK/ton	Brytpunkt totalkostnad: MSEK	Brytpunkt kostnad per ton: SEK/ton	Brytpunkt totalkostnad: MSEK
Grundscenariot	990	106	1370	146
Scenario 1 Uppräkning av nytta till slutåret	1830	196	1880	200
Scenario 2 Halverade åtgärdskostnader och ringa transporter	1120	120	1510	161
Scenario 3 Halverat avstånd till deponi	830	88	1000	107

4.2 Fall 2. Bästa fallet - "Ingen skada ännu, men den kommer..."

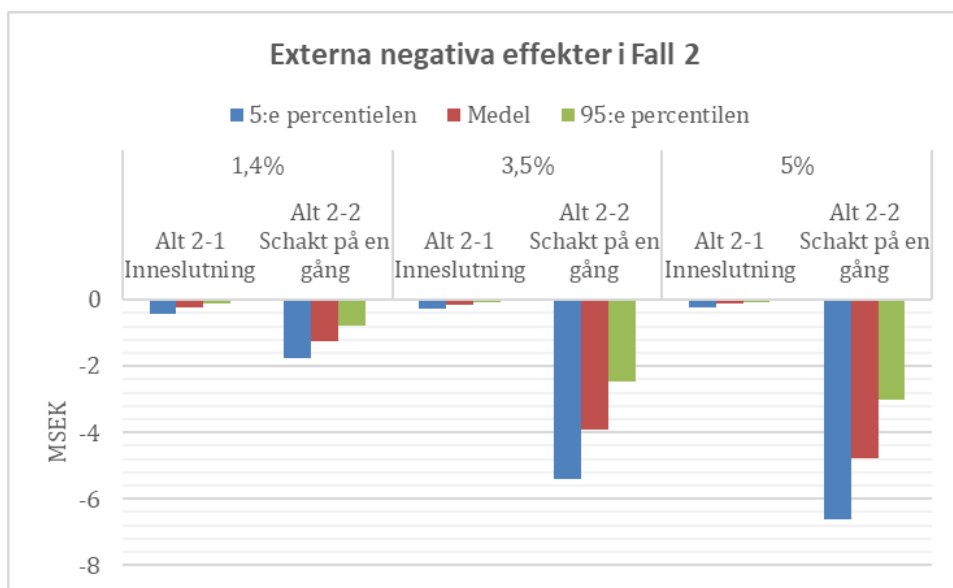
I fall 2, oavsett skillnader i diskonteringsränta är nuvärdet av åtgärdskostnaderna betydligt lägre om inneslutningen av förorenade massor utförs på en gång och följs av schaktning om 40 år (Alt 2-1), jämfört med att vänta med schaktningen i 20 år (Alt 2-2). Dessa åtgärdskostnader beräknades i *relativt* kostnaderna för en schaktning om 40 år, vilket utgör referensalternativet (Alt 2-ref), se Figur 4-12.

Observera att i fall 2 är typen av geologiskt material och arean av föroreningskällan densamma som i fall 1, men med ett halverat medeldjup (3 m istället för 6 m). Åtgärdskostnaderna i Alt 2-2 är därför betydligt lägre än i Alt 1-1, relativt referensen (Alt 2-ref) där schaktningen av respektive föroreningskälla sker om 40 år.



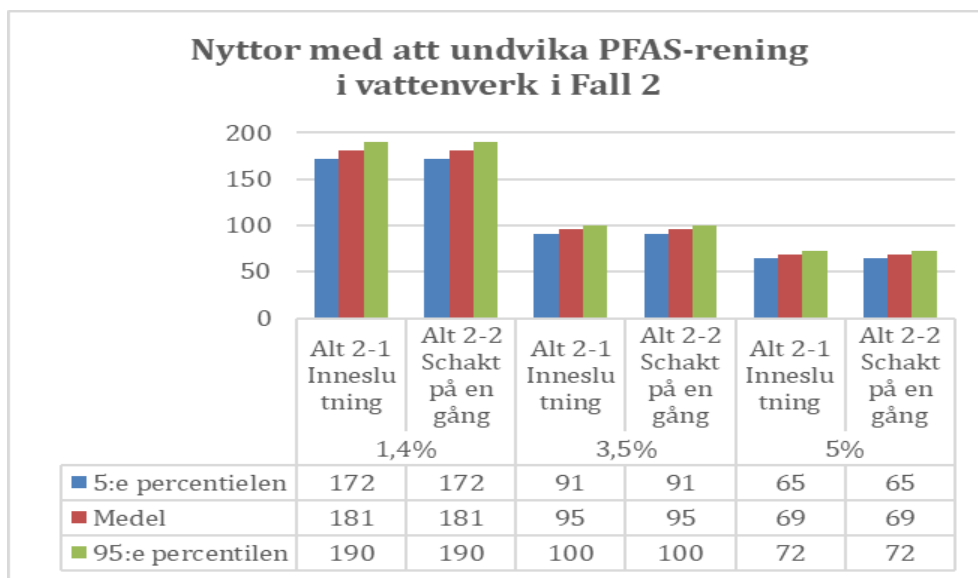
Figur 4-12. Nuvärden av åtgärdskostnader i de olika alternativen i fall 2 relativt Alt 2-ref Schakt om 40 år och för tre olika diskonteringsräntor (1,4 %, 3,5 % och 5 %) relativt referensen att schakta bort PFAS-källan om 40 år (Alt 2-ref).

Nuvärdena av negativa externaliteter är avsevärt lägre än nuvärdena av åtgärdskostnaderna i samtliga åtgärdsalternativ i fall 2 relativt referensalternativet att vänta med schaktningen i 40 år (Alt 2-ref), se Figur 4-13.



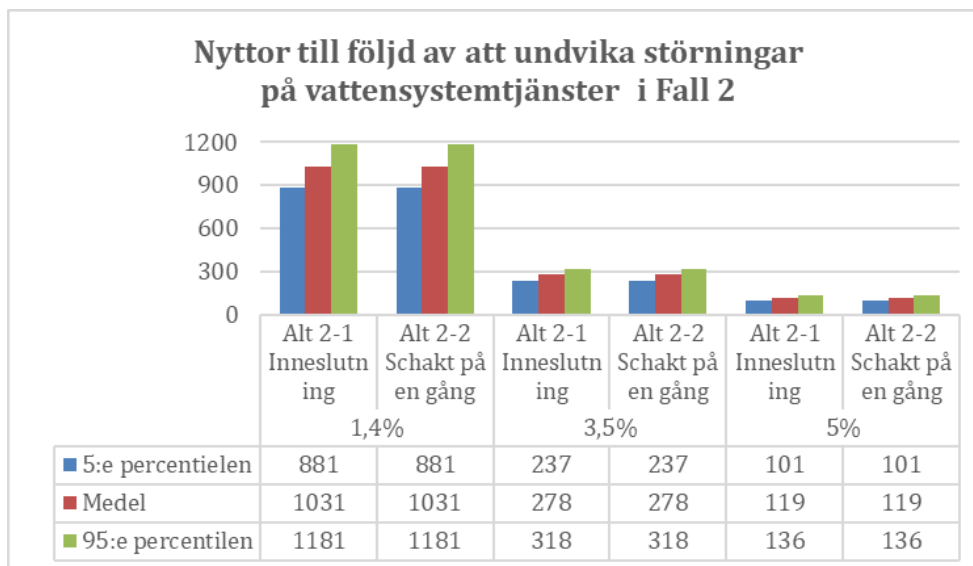
Figur 4-13. Nuvärden av externa negativa effekter till följd av de olika åtgärdsalternativen i fall 2 och för tre olika diskonteringsräntor (1,4%, 3,5% och 5%) relativt referensen att schakta bort PFAS-källan om 40 år (Alt 2-ref).

Nyttan med att undvika PFAS-rening i vattenverk i fall 2 relativt referensen Alt 2-ref och för tre diskonteringsräntor presenteras i Figur 4-14.



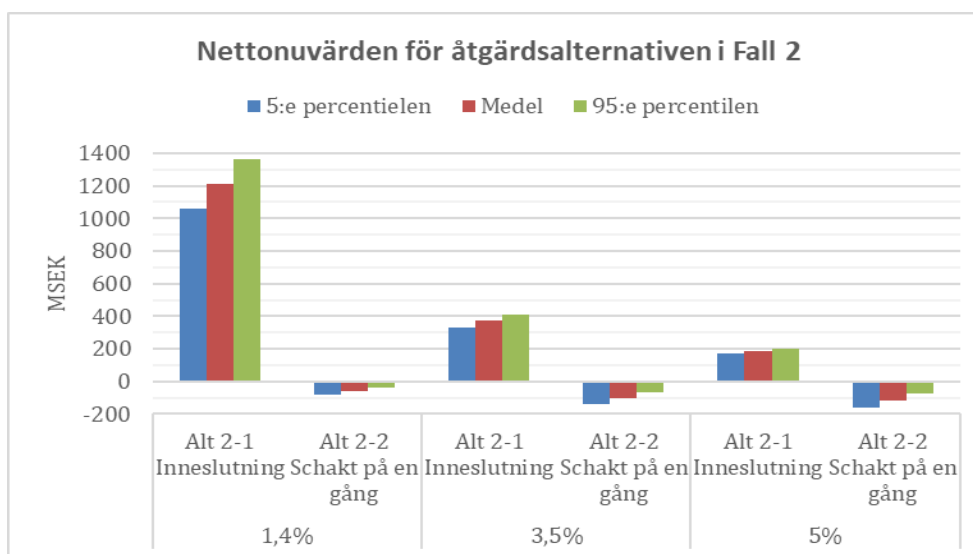
Figur 4-14. Nyttor avseende minskat behov av PFAS-rening av dricksvatten för åtgärdsalternativ i Fall 2 och för tre olika diskonteringsräntor (5 %, 3,5 % och 1,4 %) relativt referensen att schakta bort PFAS-källan om 40 år (Alt 2-ref).

I fall 2 uppstår nyttor av att undvika störningar på vattentjänster tidigare och dessutom under många år och diskonteras därför till betydligt högre nuvärden, se Figur 4-15. Precis som i fall 1 har diskonteringsräntan stor betydelse i fall 2 – ju lägre ränta, desto högre blir nuvärdet av dessa nyttor.



Figur 4-15. Nuvärden av nyttor till följd av en återställd grundvattenresurs i de olika alternativen i fall 2 och för tre olika diskonteringsräntor (1,4 %, 3,5% och 5 %) relativt referensen att schakta bort PFAS-källan om 40 år (Alt 2-ref).

För fall 2, givet antagandena i kostnads-nyttoanalysmodellen, är omedelbar schaktning av den något mindre föroreningskällan (Alt 2-2) samhällsekonomiskt olönsamt vid samtliga diskonteringsräntor, *relativt* referensen att vänta med åtgärden i 40 år (referensen Alt 2-ref), Däremot är inneslutning följt av schaktning om 40 år (Alt 2-1) samhällsekonomiskt lönsamt oavsett diskonteringsränta (relativt referensen Alt 2-ref), se Figur 4-16.



Figur 4-16. Nettonuvärden för de olika åtgärdsalternativen i fall 2 och för tre olika diskonteringsräntor (1,4%, 3,5% och 5%) relativt referensen att schakta bort PFAS-källan om 40 år (Alt 2-ref).

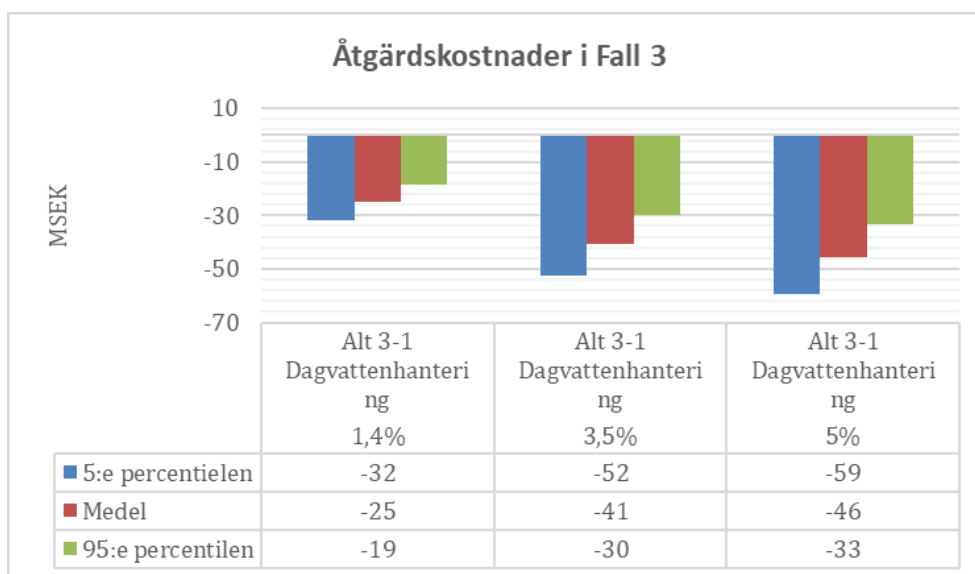
Till skillnad från den större PFAS-källan i fall 1 kan hanteringen av en mindre PFAS-källa i fall 2, med hjälp av dagens teknik, ge nyttor som överstiger kostnaderna. Detta kan resultera i ett positivt nettonuvärde vid en diskonteringsränta på 3,5%, vilket indikerar en samhällsekonomiskt lönsam åtgärd. För att nå samhällsekonomisk lönsamhet krävs inneslutning av PFAS-källan i närtid, följt av schaktning och deponi om 40 år (Alt 2-1). Detta *relativt* referensen där endast schaktningen utförs om 40 år (Alt 2-ref).

Trots skillnader i diskonteringsränta visar känslighetsanalysen att nyttor som uppstår genom att undvika störningar på vattensystemtjänster och att undvika PFAS-rening av dricksvatten har den största påverkan på osäkerheten i nettonuvärdet för åtgärdsalternativet som involverar inneslutning i fall 2 (se Bilaga E, Figur E-8, Figur E-10, Figur E-12). Precis som i fall 1 bidrar dock djupet på PFAS-källan (hur långt föroreningen trängt ner i marken) och transportkostnaderna mest till osäkerheten i nettonuvärdena för åtgärdsalternativet som omfattar schaktning i fall 2, oavsett skillnader i diskonteringsräntan (se Bilaga E, Figur E7, Figur E9, Figur E-11).

4.3 Fall 3. Snabba fallet - "Skadan är skedd men vi kan snabbt avhjälpa..."

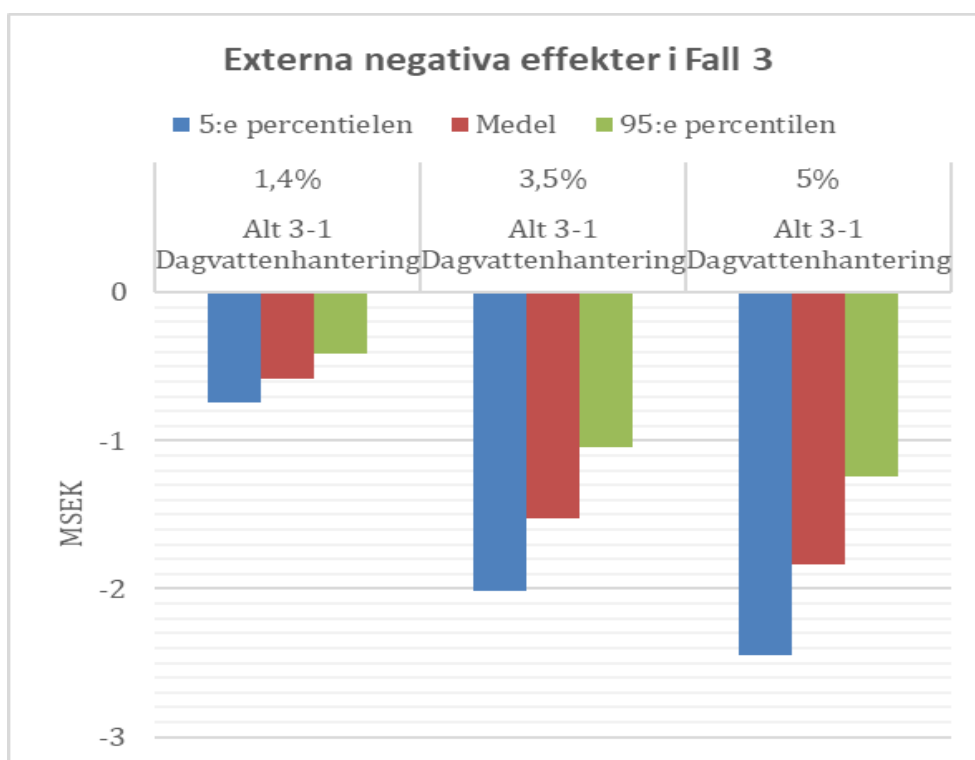
I fall 3 avser det enda alternativ som analyseras (Alt 3-1) en omedelbar schaktning av den betydligt mindre PFAS-källan som underlagras av tätande lerlager vilket förhindrar spridning till grundvattnet, tillsammans med etableringen av ett dagvattenhanteringssystem. Nuvärden av åtgärds kostnader för att ta bort PFAS-källan i de olika alternativen i fall 3, *relativt* referensen att vänta med schaktningen i 40 år (Alt 3-ref), och för tre olika diskonteringsräntor (1,4 %, 3,5 % och 5%) presenteras i Figur 4-17. En högre diskonteringsränta leder till att framtida kostnader får ett lägre värde i dagens penningvärde.

I fall 3 sker schaktning och deponering av en annan typ av geologiskt material, med samma area som i fall 1 och 2, men med ett medeldjup på 1 meter. Alt 3-1 i fall 3 inkluderar omedelbar schaktning och deponering av förorenade massor samt etablering av ett nytt dagvattenhanteringssystem. Nuvärdet av åtgärds kostnaderna i det aktuella åtgärdsalternativet är högre än nuvärdet av schaktningen efter 40 år i referensen (Alt 3-ref).



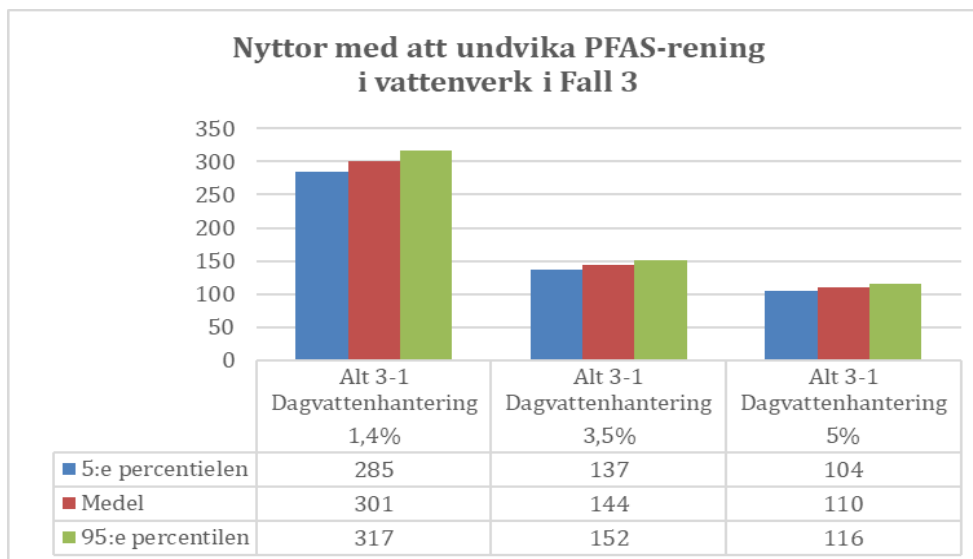
Figur 4-17. Nuvärden av åtgärdskostnader i de olika alternativen i fall 3 och för tre olika diskonteringsräntor (1,4 %, 3,5 % och 5 %) relativt referensen att schakta bort PFAS-källan om 40 år (Alt 3-ref).

Nuvärdena av negativa externaliteter är avsevärt lägre än nuvärdena av åtgärdskostnaderna i åtgärdsalternativet Alt 3-1 relativt referensen att vänta med schaktningen i 40 år (Alt 3-ref), se Figur 4-18.



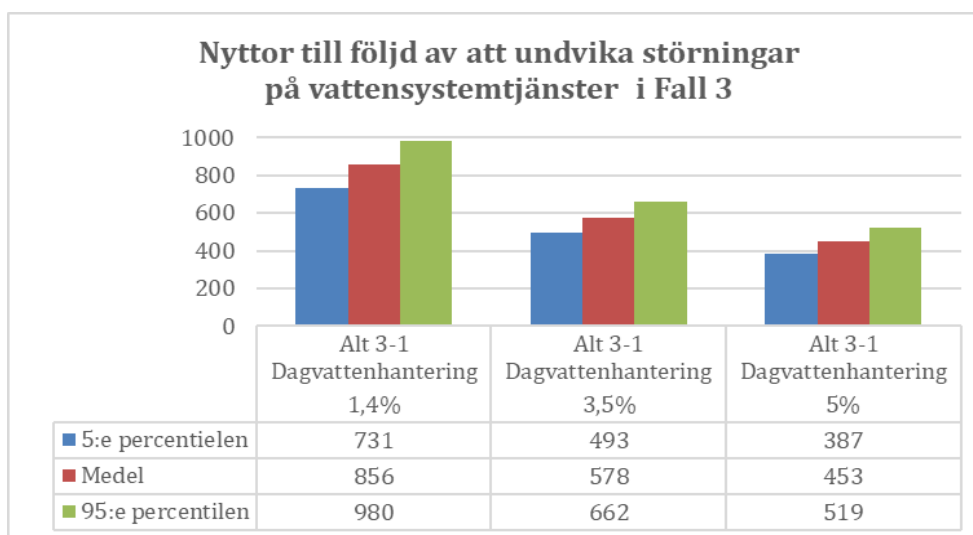
Figur 4-18 . Nuvärden av externa negativa effekter till följd av åtgärdsalternativet i fall 3 och för tre olika diskonteringsräntor (1,4%, 3,5% och 5%) relativt referensen att schakta bort PFAS-källan om 40 år (Alt 3-ref).

Totala kostnader och nyttor avseende vattenrening för de olika åtgärdsalternativen i fall 3 presenteras i Bilaga D. Nuvärden av nyttor med att undvika PFAS-rening i vattenverk i fall 3 presenteras i Figur 4-19. Aktuellt vattenverk nyttjar råvatten från en ytvattentäkt.



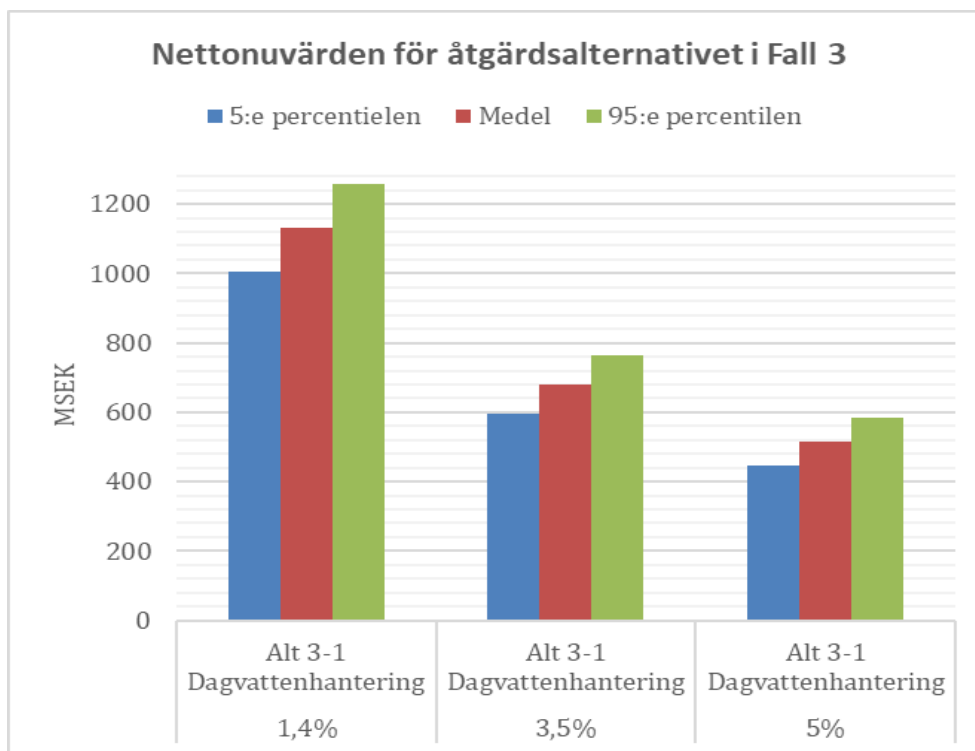
Figur 4-19. Nyttor avseende minskat behov av PFAS-rening av dricksvatten för åtgärdsalternativ i Fall 1 och för tre olika diskonteringsräntor (1,4 %, 3,5 % och 5 %) relativt referensen att schakta bort PFAS-källan om 40 år (Alt 3-ref).

Nuvärden av nyttor till följd av att undvika störningar på vattentjänster i fall 3 och för tre diskonteringsräntor (1,4%, 3,5% och 5%), relativt till referensen att vänta med schaktningen i 40 år (Alt 3-ref) presenteras i Figur 4-20. Nyttorna i Alt 3-1 som innebär omedelbar schakt och etablering av dagvattenhanteringssystem är omfattande eftersom de uppstår på en gång och sträcker sig långt fram in i tiden.



Figur 4-20. Nuvärden av nyttor till följd av en återställd ytvattenresurs i de olika alternativen i fall 3 och för olika diskonteringsräntor (1,4 %, 3,5% och 5 %) relativt referensen att schakta bort PFAS-källan om 40 år (Alt 3-ref).

Givet antagandena i kostnads-nyttoanalysmodellen är denna åtgärd ekonomiskt lönsam oavsett diskonteringsränta relativt att vänta med schaktningen i 40 år (referensen Alt 3-ref), se Figur 4-21. De stora direkta nyttor som uppstår genom att kunna återställa störningar på vattensystemtjänster och slippa kostnader för PFAS-rening i vattenverket, tillsammans med betydligt lägre åtgärds kostnader i fall 3, resulterar i mycket höga nettonuvärden för samtliga testade diskonteringsräntor.



Figur 4-21. Nettonuvärden för åtgärdsalternativet i fall 3 och för tre olika diskonteringsräntor (1,4%, 3,5% och 5%) relativt referensen att schakta bort PFAS-källan om 40 år (Alt 3-ref).

Oavsett skillnader i diskonteringsräntan, visar känslighetsanalysen att nyttor till följd av att undvika störningar på vattensystemtjänster har störst inverkan på osäkerheten i nettonuvärdet för åtgärdsalternativet i fall 3 (Bilaga E, Figur E-13-E-15).

5 Slutsatser och rekommendationer

Utifrån den genomförda studien har följande slutsatser dragits:

- Omedelbar efterbehandling med schaktning av en omfattande PFAS-källa där PFAS-förorening redan nått ett större grundvattenmagasin och spridits till en nuvarande vattentäkt (Fall 1), är samhällsekonomiskt lönsam vid en låg diskonteringsränta på 1,4 %. En omedelbar schaktsanering kan därmed motiveras om stor vikt läggs vid nyttorna för framtida generationer. En omedelbar utbyggnad av rening i dricksvattentäkten måste genomföras för att skydda dricksvattenkonsumenterna.
- Vid 3,5% och högre diskonteringsränta är däremot den samhällsekonomiskt mest motiverade åtgärden för Fall 1 att direkt fokusera på att skydda de mottagare som kan exponeras för föroreningen (dvs utöka dricksvattenreningen) men att vänta med en väldigt kostsam efterbehandling såsom schaktning.
- Att avlägsna föroreningskällan omedelbart för Fall 1 kommer inte resultera i att vare sig rening av dricksvatten kan undvikas eller att resursvärdet kan återställas under lång tid (ca 50 respektive ca 100 år). Detta gäller oavsett val av diskonteringsränta. Skadan är redan skedd och omfattande omedelbara åtgärder vid källan får med en högre diskonteringsränta mycket begränsade samhällsekonomiska nyttor jämfört med att vänta i ca 40 år.
- Vid en mindre föroreningskälla som ännu inte påverkat det större grundvattenmagasinet eller någon dricksvattentäkt i detta magasin (Fall 2) är en inneslutning av föroreningen, följt av en senare bortschaktning av föroreningskällan om ca 40 år samhällsekonomiskt motiverat för alla testade diskonteringsräntor. Denna åtgärd får en stor nytta i form av undvikande av rening i dricksvattenverk men också undvikande av störning på andra vattentjänster som resursen tillhandahåller.
- En omedelbar schaktning vid en mindre föroreningskälla i Fall 2 förväntas inte ge betydande nyttor jämfört med en omedelbar inneslutning och schaktning om ca 40 år. Däremot blir nuvärdet av åtgärds kostnaderna betydligt högre vid omedelbar schaktning, vilket innebär att detta är samhällsekonomiskt olönsamt oavsett diskonteringsränta.
- Vid en ytnära föroreningskälla där ingen spridning sker till grundvattnet utan via dagvatten till en ytvattenrecipient som används som dricksvattentäkt (Fall 3) är en omedelbar borttagning av föroreningskällan genom schaktning lönsam oavsett diskonteringsränta. Detta tack vare de nyttor som uppstår av att undvika kostnader kopplade till PFAS-rening i vattenverk samt nyttor av att undvika störningar på vattentjänster som infaller omedelbart och sträcker sig långt fram i tiden. I detta fall har antagits att även om PFAS-halter i ytvatten kan vara lägre än i ett grundvattenmagasin med långsammare omsättning så behöver ett vattenverk som tidigare inte haft PFAS-rening att behöva uppgraderas på samma vis som motsvarande grundvattenverk.
- Sammantaget kan det utifrån denna studie konstateras att långsiktiga nyttor, såsom att undvika kostnader för PFAS-rening i vattenverk och undvika störningar på vattentjänster, kan motivera omedelbara åtgärder vid PFAS-källor. Detta gäller särskilt för mindre eller ytligt belägna PFAS-källor där föroreningen antingen inte nått

grundvattenmagasin *eller* sprids på ett sätt som gör att spridningen på kort tid kan stoppas.

- I de fall föroreningen fått en spridning med grundvatten kommer förekomsten av PFAS i grundvattenmagasinet att vara mycket långvarig. Detta beror på de långsamma spridningsförloppen för PFAS i grundvatten, orsakade genom grundvattenmagasinens ofta långa omsättningstid men framför allt genom inverkan av sorptionsprocesser (se Earon, 2024). Detta innebär i sin tur att även alternativa åtgärder för att minska PFAS i grundvatten med t ex olika barriärtekniker, *in-situ* metoder eller pump-and-treat system kommer att behöva verka under lång tid innan en förorenad grundvattenresurs återfår sitt fulla värde vad gäller olika vattensystemtjänster. Det innebär att de samhällsekonomiska nyttorna av omedelbara åtgärder kommer att falla ut först långt in i framtiden. För att motivera sådana åtgärder behöver dessa nyttor för framtida generationer värderas högt (genom en låg diskonteringsränta) eller kostnaden för åtgärden vara betydligt lägre än motsvarande en schaktning men ändå ha samma effekt avseende förhindrande av spridning. I annat fall bör åtgärderna fokuseras på att skydda de mottagare som kan exponeras för föroreningarna snarare än på kostsamma åtgärder för omedelbart och fullständigt avlägsnande av föroreningskällor.

Det ska påpekas att denna studie har utförts på tre avgränsade hypotetiska fall där PFAS-föroreningar kan hota dricksvattenresurser. Det har antagits att föroreningarna leder till konsekvenser avseende behovet av rening av dricksvatten och resursens samhällsekonomiska värde. Konsekvenser kopplat miljö- och hälsorisker för exponering vid själva PFAS-källan har inte beaktats. Inte heller har konsekvenser för andra recipienter, exempelvis våtmarker, som påverkas av PFAS-spridning värderats. Ju högre riskerna för exponering av människa och miljö är vid PFAS-källan och ju högre belastningen är på olika recipienter i dess omgivning, desto mera motiverat blir omedelbara åtgärder vid PFAS-källan också ur ett samhällsekonomiskt perspektiv.

Utifrån den genomförda studien rekommenderas följande:

- Fokusera på åtgärdsalternativ som har visat sig vara samhällsekonomiskt lönsamma, såsom omedelbar inneslutning av mindre PFAS-källor, som i fall 2, och omedelbar schakt av ytnära PFAS-källor med spridningsrisk, men där påverkan på grundvatten inte skett, som i fall 3.
- Prioritera planering av framtida åtgärder och undvik omedelbara schaktinsatser när PFAS-källan är omfattande, som i fall 1. Utvärdera kostnadseffektiva och miljövänliga tekniker som kan sänka åtgärdskostnaderna. Detta kan göra omedelbara åtgärder för omfattande PFAS-källor samhällsekonomiskt lönsamma. I detta fall, när rening av dricksvatten ändå krävs, kan det också vara motiverat att bevaka föroreningssituationen och arbeta för att utveckla mera effektiva och innovativa åtgärder i framtiden.
- Analysera effekterna av olika diskonteringsräntor noggrant och överväg hur en lägre ränta kan påverka beslut om omedelbara investeringar i efterbehandling av omfattande PFAS-källor.
- Ta hänsyn till framtida nyttor i långsiktiga strategier, särskilt när det gäller vattenförsörjning och miljöskydd. Inkludera även andra sociala och miljömässiga kriterier i samband med resultaten av den samhällsekonomiska analysen för att säkerställa hållbara beslut om omedelbara åtgärder mot PFAS-källor.

Referenser

Adamowicz, W., Dupont, D., Krupnick, A., Zhang, J. (2011). Valuation of cancer and microbial disease risk reductions in municipal drinking water: An analysis of risk context using multiple valuation methods. *Journal of Environmental Economics and Management* 61: 213–226.

Arrow, K.J., Cropper, M.L., Gollier, C., Groom, B., Heal, G.M., Newell, R.G., Nordhaus, W.D., Pindyck, R.S., Pizer, W.A., Portney, P.R., Sterner, T., Tol, R.S.J., Weitzman, M.L. (2024). Should Governments Use a Declining Discount Rate in Project Analysis? *Review of Environmental Economics and Policy*, volume 8, issue 2, Summer 2014, pp. 145–163, doi:10.1093/reep/reu008.

Aulong, S., Rinaudo, J.-D. (2008). Assessing the benefits of different groundwater protection levels: results and lessons learnt from a contingent valuation survey in the Upper Rhine valley aquifer, France. *Arbetsmiljöverket* (2024). Arbetsskador 2023. Occupational accidents and work-related diseases. *Arbetsmiljöstatistik Rapport 2024:01*, Arbetsmiljöverket.

Boardman, A.E., Greenberg, D.H., Vining, A.R., Weimer, D. L. (2011). *Cost-benefit analysis; Concepts and practice*. 4th Edition. Pearson/Prentice Hall. Upper Saddle River New Jersey.

Brouwer, R., Miraldo, C., Pinto, R., Condesso de Melo, M. T. (2018). Economic valuation of groundwater protection using a groundwater quality ladder based on chemical threshold levels. *Ecological Indicators* 88: 292–304.

Cappuyns, V. (2024). Carbon footprint calculations in the soil remediation sector: A comparative analysis. *Science of the Total Environment* 915: 170100.

Earon, R. (2024). *Långsiktig spridning av PFAS i grundvatten, Simulerade halter i en teoretisk grundvattentäkt*. Statens geotekniska institut, SGI, Linköping, 2024-11-12.

Gärtner, N., Lindhe, A., Wahtra, J., Söderqvist, T., Lång, L.-O., Nordzell, H., Norrman, J., Rosén, L. (2022). Integrating Ecosystem Services into Risk Assessments for Drinking Water Protection. *Water* 2022, 14, 1180. <https://doi.org/10.3390/w14081180>.

Hasler, B., Lundhede, T., Martinsen, L., Neye, S., Schou, J.S. (2005). Valuation of groundwater protection versus water treatment in Denmark by Choice Experiments and Contingent Valuation. NERI Technical Report No. 543.

Johansson, P.-O., Krström, B. (2018). *Cost-Benefit Analysis*. Cambridge Elements. Cambridge University Press.

Lemos Jr, S.R.; Price, T.C.; Halstead, J. M. (2024). Economic Valuation of PFAS Remediation in New Hampshire Municipal Drinking Water Systems: A Contingent Valuation Approach. *Journal of Water Resources Planning and Management* 150(8): 05024006.

Naturvårdsverket (2003). *Konsekvensanalys steg för steg: handledning i samhällsekonomisk konsekvensanalys för Naturvårdsverket*. Naturvårdsverket, Stockholm.

Nielsen, J.B., Gyrd-Hansen, D., SØNBØ Kristiansen, I. NexØ, J. (2003). Impact of Socio-demographic Factors on Willingness to Pay for the Reduction of a Future Health Risk. *Journal of Environmental Planning and Management* 46 (1): 39-47.

Stern, N. (2006). *The Economics of Climate Change - the Stern Review*. Cabinet Office, HM Treasury, Cambridge University press, Cambridge.

Söderqvist, T. (2006). *Diskontering i samhällsekonomiska analyser av klimatåtgärder*. Naturvårdsverket Rapport 5618. Naturvårdsverket, Stockholm.

Söderqvist, T., Lindhe, A., Rosén, L., Kärnell, G. (2024). *Grundvattnets ekosystemtjänster och deras ekonomiska värden – en inledande kartläggning*. Sveriges geologiska undersökning, Uppsala. SGU-rapport 2014:40

SCB (2023). Hushåll i Sverige. Statistikmyndigheten SCB, www.scb.se uppdaterad 2023-03-22.

Senning, J. (2025). Uppskattning av åtgärds kostnaderna och tidsåtgången baserat på intervjun med Johannes Senning (NCC) den 5 februari 2025 samt e-postkonversationer den 5 och 28 februari 2025.

Stenger, A., Willinger, M. (1998). Preservation value for groundwater quality in a large aquifer: a contingent-valuation study of the Alsatian aquifer. *Journal of Environmental Management* 53: 177–193.

Temtes, G., Damigos, D. (2014). Discrete Choice Experiment for Groundwater Valuation: Case of the Asopos River Basin, Greece. *Journal of Water Resources Planning and Management* 141(7): 04014089.

Trafikverket (2024). *Samhällsekonomiska principer och kalkylvärden för transportsektorn: ASEK 8*. Trafikverket. [ASEK 8.0](#), tillgänglig 2024-04-01.

Tyréns (2024). Åtgärdsutredning och riskvärdering Kolleberga plantskola. Tyréns AB.

UK HM Treasury (2022). *The Green Book*. UK Government. [The Green Book \(2022\) - GOV.UK](#).

Volchko, Y., Norrman, J., Rosén, L., Söderqvist, T., Franzén, F. (2016). Riskvärdering med SCORE-metoden för BT Kemi Södra området i Svalövs Kommun – Fallstudierapport. Rapport 2016:18, ISSN 1652–9162, Chalmers Reproservice, Göteborg. 176 s.

Bilaga A. Åtgärdskostnader och tidsåtgång

Tabell A-1. Variabler för beräkning av åtgärdskostnader vid schaktning och deponering av PFAS-kallor i fall 1-3 och parametrar för statistiska fördelningar som beskriver osäkerheter i variablerna. Tusen svenska kronor (tSEK) är uttryckta i 2025 års penningvärde. Det antogs att vissa kostnadsuppskattningar är ganska säkra. Det troliga värdet för dessa har multiplicerats med 0,9 för att uppskatta minimivärdet och med 1,1 för att uppskatta maxivärdet.

Variabel	Fördelning	Parametrar	Enhet	Källa
Area i fall 1-3	Beta	Min: 0,9* 10752 Max: 1,1* 10752	m ²	Earon (2024)
Djupet i fall 1	Beta	Min: 2,9 Max: 9,9	m	Earon (2024)
Djupet i fall 2	Beta	Min: 0,5*3 Max: 1,5*3	m	Antag i denna studie
Djupet i fall 3	Beta	Min: 0,5*1 Max: 1,5*1	m	Antag i denna studie
Densitet i fall 1-3	Beta	Min: 1,5 Max: 1,6	ton/m ³	Antag i denna studie
Schakt inklusive drivmedelsskatt	Lognormal	5-e percentilen: 0,9* 0,110 95-e percentilen: 1,1* 0,110	tSEK/m ³	Volchko et al. (2016) justerat för BKI
Transport inklusive drivmedelsskatt	Lognormal	5-e percentilen: 0,017 95-e percentilen: 0,023	tSEK/ton /10 km	Volchko et al. (2016) justerat för BKI
Reningsanläggning i fall 1-3	Beta	Min: 0,9* 150 Max: 1,1* 150	tSEK	Senning (2025)
Reningsanläggning drift i fall 1-3	Beta	Min: 0,9* 150 Max: 1,1* 150	tSEK/månad	Senning (2025)
Deponikostnader	Beta	Min: 0,9* 0,500 Max: 1,1* 0,500	tSEK	Tyréns (2024)

Återfyllnadsmassor	Beta	Min: 0,100 Max: 0,145	tSEK	Volchko et al. (2016) justerat för BKI
--------------------	------	--------------------------	------	--

Schakt- och transportkostnaderna justerades för drivmedelsskatt genom att multiplicera med bensinkostnadsandelen på 27% och drivmedelsskatten på 41% enligt Trafikverket (2024).

Tabell A-2. Variabler för beräkning av åtgärds kostnader vid inneslutning av PFAS-källa i fall 2 och parametrar för statistiska fördelningar som beskriver osäkerheter i variablerna. Tusen svenska kronor (tSEK) är uttryckta i 2025 års penningvärde. Det antogs att kostnadsuppskattningarna är ganska säkra. Det troliga värdet har multiplicerats med 0,9 för att uppskatta minimivärdet och med 1,1 för att uppskatta maxivärdet.

Variabel	Fördelning	Parametrar	Enhet	Källa
Bärlager	Beta	Min: 0,9*0,140 Max: 1,1*0,140	tSEK/ton	Senning (2025)
Asfalt	Beta	Min: 0,9*0,350 Max: 1,1*0,350	tSEK/m ²	Senning (2025)
Utläggning material	Beta	Min: 0,9*160 Max: 1,1*160	tSEK	Senning (2025)
Geotextil tjock	Beta	Min: 0,9*300 Max: 1,1*300	tSEK	Senning (2025)
HDPE 1,5 mm	Beta	Min: 0,9*696 Max: 1,1*696	tSEK	Senning (2025)
Installation geomembran	Beta	Min: 0,9*372 Max: 1,1*372	tSEK	Senning (2025)

Tabell A-3. Variabler för beräkning av åtgärdskostnader vid ometablering av dagvattenhanteringssystem i fall 3 och parametrar för statistiska fördelningar som beskriver osäkerheter i variablerna. Tusen svenska kronor (tSEK) är uttryckta i 2025 års penningvärde. Det antogs att kostnadsuppskattningarna är ganska säkra. Det troliga värdet har multiplicerats med 0,9 för att uppskatta minimivärdet och med 1,1 för att uppskatta maxivärdet.

Variabel	Fördelning	Parametrar	Enhet	Källa
Grävmaskin och YMA	Beta	Min: 0,9*150 Max: 1,1*150	tSEK	Senning (2025)
Dränering runt området	Beta	Min: 0,9*22,5 Max: 1,1*22,5	tSEK	Senning (2025)
Makadam 16/32	Beta	Min: 0,9*115 Max: 1,1*115	tSEK	Senning (2025)
Geotextil N3	Beta	Min: 0,9*22,5 Max: 1,1*22,5	tSEK	Senning (2025)

Tabell A-4. Grova uppskattningar av tidsåtgång för de tre fallen (Senning, 2025).

	Projekttid	Genomförandetid (effektiv tid)	Projektering, tillstånd osv	Enhet
Schaktsanering och återfyllnad (isälvavlagring) fall 1	19	17	2	Månad
Schaktsanering och återfyllnad (isälvavlagring) fall 2	11	9	2	Månad
Schaktsanering och återfyllnad (fyllnadsmassor) fall 3	5	3	2	Månad
Asfalt 0,13 m, bärlager 0,2 m, geotextil och geomembran, fall 2	3	1	2	Månad
Dagvattenledningarna läggs om och dagvattnet samlas upp, en mindre reningsanläggning installeras för att ta hand om det uppsamlade dagvattnet, fall 3	3	1	2	Månad

De antagna avstånden till deponin och återfyllnadsmassorna är 400 km respektive 50 km i samtliga fall.

Bilaga B. Negativa externa effekter

Tabell B-1. Variabler för beräkning av negativa externa effekter till följd av transporter i fall 1-3 och parametrar för statistiska fördelningar som beskriver osäkerheter i variablerna. Svenska kronor (tSEK) är uttryckta i 2019 års penningvärde. Det antogs att kostnadsuppskattningarna är ganska säkra. Det troliga värdet har multiplicerats med 0,9 för att uppskatta minimivärdet och med 1,1 för att uppskatta maxivärdet. Förkortningen fkm står för fordonskilometer. Källa: Trafikverket (2024).

Variabel	Fördelning	Parametrar	Enhet
Marginalkostnad för olyckor, tung lastbil (> 3,5 ton) utan släp, tätort	Beta	Min: 0,9*1,3 Max: 1,1*1,3	SEK/fkm
Marginalkostnad för olyckor, tung lastbil (> 3,5 ton) utan släp, landsbygd	Beta	Min: 0,9*0,4 Max: 1,1*0,4	SEK/fmk
Marginalkostnad för CO ₂ -emissioner on-site	Beta	Min: 0,9*1,38 Max: 1,1*1,38	SEK/kg CO ₂ ekv
Marginalkostnad för CO ₂ -emissioner off-site, tätort	Beta	Min: 0,9*0,89 Max: 1,1*0,89	SEK/fkm
Marginalkostnad för CO ₂ -emissioner off-site, landsbygd	Beta	Min: 0,9*0,87 Max: 1,1*0,87	SEK/fkm
Marginalkostnad emissioner exkl. CO ₂ tung lastbil (> 3,5 ton) utan släp, tätort	Beta	Min: 0,9*1,35 Max: 1,1*1,35	SEK/fkm
Marginalkostnad emissioner exkl. CO ₂ tung lastbil (> 3,5 ton) utan släp, landsbygd	Beta	Min: 0,9*0,01 Max: 1,1*0,01	SEK/fkm
Marginalkostnad för buller, tung lastbil (> 3,5 ton) utan släp, tätort	Beta	Min: 0,9*0,57 Max: 1,1*0,57	SEK/fkm

Dessa värden justerades till 2025 års penningvärde genom att multiplicera med förändringar i real BNP och KPI mellan åren 2019 och 2025. Antaget är att ett fordon kan rymma 35 ton jordmassor. Det antogs även att körsträckor i tätort utgör 5% av den totala körsträckan, medan resten av transporterna sker i en landsbygdsmiljö.

Tabell B-2. Mängder koldioxidutsläpp till följd av åtgärden på plats och vid deponi i fall 1-3 som uppskattades med hjälp av SGF:s verktyget för karbonfotavtryck Carbon Footprint.

Variabel	Enhet	Mängd
Emissioner till följd av schakt exkl deponi och transport i fall 1	kg CO ₂ ekv	395 934
Emissioner till följd av schakt exkl deponi och transport i fall 2	kg CO ₂ ekv	191 581
Emissioner till följd av schakt exkl deponi och transport i fall 3	kg CO ₂ ekv	63 860
Emissioner bergkross återfyllnad i fall 1	kg CO ₂ ekv	453 302
Emissioner bergkross återfyllnad i fall 2	kg CO ₂ ekv	219 340
Emissioner bergkross återfyllnad i fall 3	kg CO ₂ ekv	73 113
Emissioner till följd av utläggning av vattenrör	kg CO ₂ ekv	2 800
Asfaltläggare, asfalt 4 cm, tvåvalsvalt	kg CO ₂ ekv	146 967
Kontrollprogram	kg CO ₂ ekv	12 294

Dessa mängder koldioxidutsläpp multiplicerades med kalkylvärden för koldioxidutsläpp i Tabell B-1 för att beräkna kostnader för koldioxidutsläpp till följd av åtgärden på plats och vid deponi i fall 1-3.

Bilaga C. Sammanställning av betalningsviljestudier och värdeöverföringsberäkning

Tabell C-1. Sammanställning av betalningsviljevärden för att uppskatta nyttor med att undvika störningar på vattensystemtjänster. CV – Contingent Valuation. CE – Choice Experiment.

Betalningsvilja av att	Belopp	Enhet	Studiens år	Metod	Föroreningar i grundvattnet	Land	Källa
Undvika negativa hälsoeffekter kopplade till dricksvatten från grundvatten	156,84	US \$ per hushåll per år	2021	CV	PFAS i offentliga och privata dricksvattenförsörjningssystem	USA	Lenos et al. (2024)
Minimera framtida hälsorisker kopplade till dricksvatten från grundvatten	1071	DDK per hushåll per år	2000	CV	Ospecificerat	Danmark	Nielsen et al. (2003)
Minimera antalet cancerfall (kranvatten, inte specifikt grundvatten) från 100 till 50 per 100 000	2,43	C\$ per hushåll per år i 35 år	2004	CE	Trihalometaner	Kanada	Adamowicz et al. (2011)
Minimera antalet cancerrelaterade dödsfall (kranvatten, inte specifikt grundvatten) från 50 till 20 per 100 000.	10,43	C\$ per hushåll per år i 35 år	2004	CE	Trihalometaner	Kanada	Adamowicz et al. (2011)
Återställa till dricksvattenkvalitet	42,6	Euro per hushåll per år i 10 år	2006	CV	Nitrater, bekämpningsmedel, klorid och flyktiga organiska ämnen	Frankrike	Aulong, Rinaudoy (2008)
Återställa till naturlig grundvattenkvalitet, utan föroreningar i grundvattnet	77	Euro per hushåll per år i 10 år	2006	CV	Nitrater, bekämpningsmedel, klorid och flyktiga organiska ämnen	Frankrike	Aulong, Rinaudoy (2008)

Återställa till bevattningsvattenkvalitet	30,96	Euro	2016	CV	Både oorganiska (e.g. Cl, SO ₄ , Ni, As, Hg, Zn, Fe, Cu, Pb, Cd, NO ₃) och organiska (Anilin, nitrobenzen, bensen, vinylklorid och bekämpningsmedel)	Portugal	Brouwer et al. (2018)
Återställa till dricksvattenkvalitet	45,36	Euro	2016	CV	Både oorganiska (e.g. Cl, SO ₄ , Ni, As, Hg, Zn, Fe, Cu, Pb, Cd, NO ₃) och organiska (Anilin, nitrobenzen, bensen, vinylklorid och bekämpningsmedel)	Portugal	Brouwer et al. (2018)
Återställa till naturlig grundvattenkvalitet, naturliga bakgrundsvärden i grundvattnet (valt för fall 1- 2)	45,72	Euro	2016	CV	Både oorganiska (e.g. Cl, SO₄, Ni, As, Hg, Zn, Fe, Cu, Pb, Cd, NO₃) och organiska (Anilin, nitrobenzen, bensen, vinylklorid och bekämpningsmedel)	Portugal	Brouwer et al. (2018)
Säkerställa naturligt rent dricksvatten, åtgärder för att förebygga förorening av grundvattnet	1899	DKK	Not spec, pub May 2005	CE	Nitrater och pesticider	Danmark	Hasler et al. (2005)
Skapa mycket goda förhållanden för växter och djur i vattendrag och sjöar	1204	DKK	Ospec, pub Maj 2005	CE	Nitrater och pesticider	Danmark	Hasler et al. (2005)
Skapa mycket goda förhållanden för växter och djur i vattendrag och sjöar (valt för fall 3)	711	DDK	Ospec, pub Maj 2005	CV	Nitrater och pesticider	Danmark	Hasler et al. (2005)
Förbättra grundvattenkvalitet för offentlig och industriell	75,7	Euro per hushåll per	2012	CE	As, Ni, Cr(VI)	Grekland	Temtes (2014)

användning samt bevattning efter 40 år		månad i 10 år					
Bevara grundvattenkvalitet (dricksvatten, bevattning och industri)	692	FF	1995	CE	Nitrater, träskyddsmedel, kvicksilver, zink, bly och natriumklorid	Frankrike	Stenger, Willinger (1998)

Värdeöverföringsberäkningarna redovisas nedan.

Återställa till naturlig grundvattenkvalitet, naturliga bakgrundsvärden i grundvattnet (valt för fall 1 och 2). Brouwer et al., 2018.

Portugal real BNP per capita	19980.28	USD (2016)	Källa: Världsbanken
Sverige real BNP per capita	51820.4	USD (2016)	Källa: Världsbanken
Faktor	2.593577267		
Inflationstakt i Sverige 2016-2025	0.29	Källa: Statistikmyndigheten SCB	
Växelkurs	11.8935	SEK (2025) per Euro	Källa: Forexbanken
Överförd betalningsvilja för fall 1 och fall 2	1819	SEK (2025) per hushåll per år	

Skapa mycket goda förhållanden för växter och djur i vattendrag och sjöar (valt för fall 3). Hasler et al., 2005

Danmark real BNP per capita	37 292.42	USD (2003)	Källa: Världsbanken
Sverige real BNP per capita	42 758.20	USD (2003)	Källa: Världsbanken
Faktor	1.146565441		
Inflationstakt i Sverige 2003-2025	0.44	Källa: Statistikmyndigheten SCB	
Växelkurs	1.5714	SEK (2025) per DDK	Källa: Forexbanken
Överförd betalningsvilja för fall 3	1845	SEK (2025) per hushåll per år	

Beräknad årlig betalningsvilja (år 2025) baserat på antal hushåll i studien

Betalningsvilja för att återställa till naturlig grundvattenkvalitet, naturliga bakgrundsvärden i grundvattnet (fall 1 & 2)	20 991 946	SEK (2025) per år
Betalningsvilja för att skapa mycket goda förhållanden för växter och djur i vattendrag och sjöar (fall 3)	21 284 605	SEK (2025) per år

För att representera osäkerheterna i betalningsviljan har en beta-fördelning använts. Den uppskattade betalningsviljan per hushåll per år multiplicerades med 0,8 för att beräkna minimivärdet, medan maxivärdet beräknades genom att multiplicera det uppskattade värdet med 1,2.

Bilaga D. Kostnader för utökad rening av dricksvatten

Förutsättningar

Råvattenkvalitet – 80 ng/l PFAS - 4, 100 ng/l PFAS-11, grundvatten med DOC nivå < 2,0 mg/l, temperatur 9 °C.

Konsumenter = 30 000 personer

Specifikförbrukning = 140 lpd (Svenskt Vatten)

Max. dygns faktor = 1,6 (från VAV P38, Fig. 4.8 Svenskt Vatten Utveckling Rapport Nr 2020-7)

Dimensionerande flöde för PFAS reningskapacitet = $30\,000 \times 140 \times 1,6 = 6\,720 \text{ m}^3$ per dygn

Dimensionering av GAC filter

Empty bed contact tid (EBCT) = 20 minuter

Minimum GAC volym 93 m^3 ($6\,720 \text{ m}^3/\text{d} / 24/60 \times 20 \text{ min}$), antar minst 4 filter med 25 m^3 GAC per filter.

För att klara backspolning av ett filter och inte underskrider EBCT lägg till 1 st. filter

För att klara ett avställt filter under reaktivering, lägg till 1 st. filter.

Total antal filter 6 st. filter, 25 m^3 per styck = totalt 150 m^3 GAC;

Total GAC med bulk densitet $0,6 \text{ ton}/\text{m}^3 = 90 \text{ ton}$

Reaktiveringsintervall

Målsättning vattenkvalitet: 2-3 ng/l PFAS-4 i utgående vatten

Utifrån driftserfarenhet blir filtrerat vatten PFAS-4 halt 2-3 ng/l efter 10 000 till 13 000 bed volymer (BVs). Därefter krävs reaktivering.

Medelproduktion per år = $1\,533\,000 \text{ m}^3 / (10\,000 \text{ BV} \times 25 \text{ m}^3) = 6,1$ reaktiveringar och $1\,533\,000 \text{ m}^3 / (13\,000 \text{ BV} \times 25 \text{ m}^3) = 4,7$ reaktiveringar.

Antal reaktiveringar per år = mellan 6,1 till 4,7. Utifrån detta har antagits 6 st. reaktiveringar per år.

Driftkostnadsuppskattning (utan moms), baserat på tillbyggnad till befintligt vattenverk

Reaktiveringskostnad inklusive transport fram och tillbaka till Tyskland för reaktivering = $150 \text{ m}^3 \text{ GAC per år} \times 13\,100 \text{ kr per m}^3 = 1\,965\,000 \text{ kr/år}$.

Pumpenergi – lyft 10 mvp, verkningsgrad 85%, $1 \text{ kr/kW-hr} = 43\,800 \text{ kr/år}$

Uppvärmning fjärrvärme = $30\,000 \text{ kr/år}$

Personal = 2 timmar per dag, 500 kr/timme , 270 dagar = $270\,000 \text{ kr/år}$

Underhåll = $80\,000 \text{ kr/år}$

Provtagning och analys = 3 prover per vecka minimum (inkommande, efter äldsta filter, utgående), 52 veckor per år, $3\,000 \text{ kr per prov} = 468\,000 \text{ kr/år}$.

Årlig driftkostnad $2\,856\,800 \text{ kr/år}$

Investeringskostnader

Bygg, maskin, el- och styrning-reglering = $35\,000\,000 \text{ kr}$

Konsultkostnad = $3\,500\,000 \text{ kr}$

Avskrivningstid med hänsyn till teknisk livslängd på anläggning (pumpar, el, maskin, etc) är cirka 30 år.

Tabell D-1. Totala kostnader och nyttor avseende vattenrening för de olika studerade fallen, diskonteringsränta = 1,4 %.

	Kostnader vattenrening (Mkr)				Nyttor till följd av utebliven vattenrening
	Investering	Drift- och underhåll	Återinvestering	Total kostnad	
Fall 1					
Referens	39	155	53	246	
Alt 1-1	39	102	25	166	80
Alt 1-2	39	138	42	219	28
Fall 2					
Referens	34	79	68	181	
Alt 2-1	0	0	0	0	181
Alt 2-2	0	0	0	0	181
Fall 3					
Referens	39	194	68	301	
Alt 3-1	0	0	0	0	301

Tabell D-2. Totala kostnader och nyttor avseende vattenrening för de olika studerade fallen, diskonteringsränta = 3,5 %.

	Kostnader vattenrening (Mkr)				Nyttor till följd av utebliven vattenrening
	Investering	Drift- och underhåll	Återinvestering	Total kostnad	
Fall 1					
Referens	39	82	20	141	
Alt 1-1	39	69	14	121	19
Alt 1-2	39	79	19	136	5
Fall 2					
Referens	27	47	21	95	
Alt 2-1	0	0	0	0	95
Alt 2-2	0	0	0	0	95
Fall 3					
Referens	39	84	21	144	
Alt 3-1	0	0	0	0	144

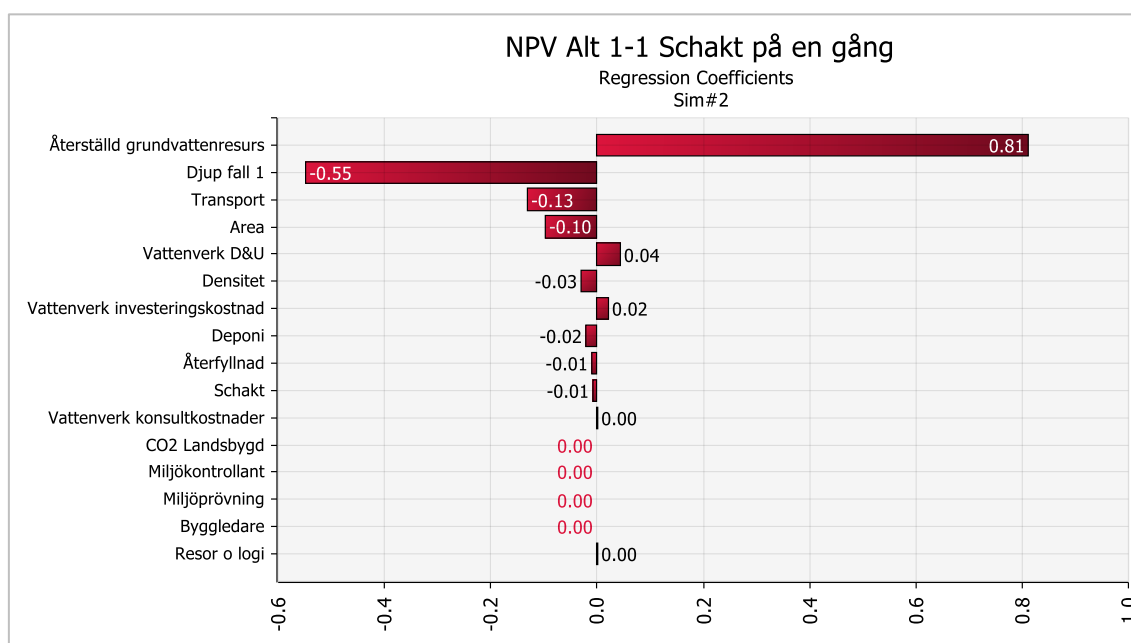
Tabell D-3. Totala kostnader och nyttor avseende vattenrening för de olika studerade fallen, diskonteringsränta = 5 %.

	Kostnader vattenrening (Mkr)				Nyttor till följd av utebliven vattenrening
	Investering	Drift- och underhåll	Återinvestering	Total kostnad	
Fall 1					
Referens	39	60	11	109	
Alt 1-1	39	54	9	102	8
Alt 1-2	39	59	11	108	1
Fall 2					
Referens	24	33	12	69	
Alt 2-1	0	0	0	0	69
Alt 2-2	0	0	0	0	69
Fall 3					
Referens	39	60	12	110	
Alt 3-1	0	0	0	0	110

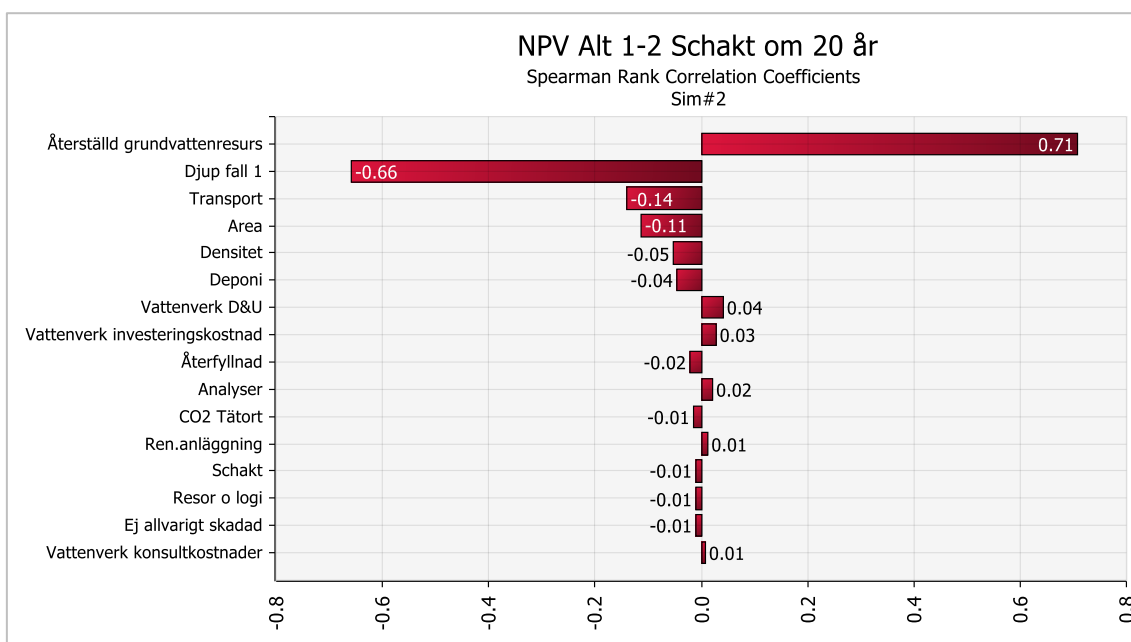
Bilaga E. Känslighetsanalys med @Risk

E.1. Omfattande PFAS-källa (Fall 1)

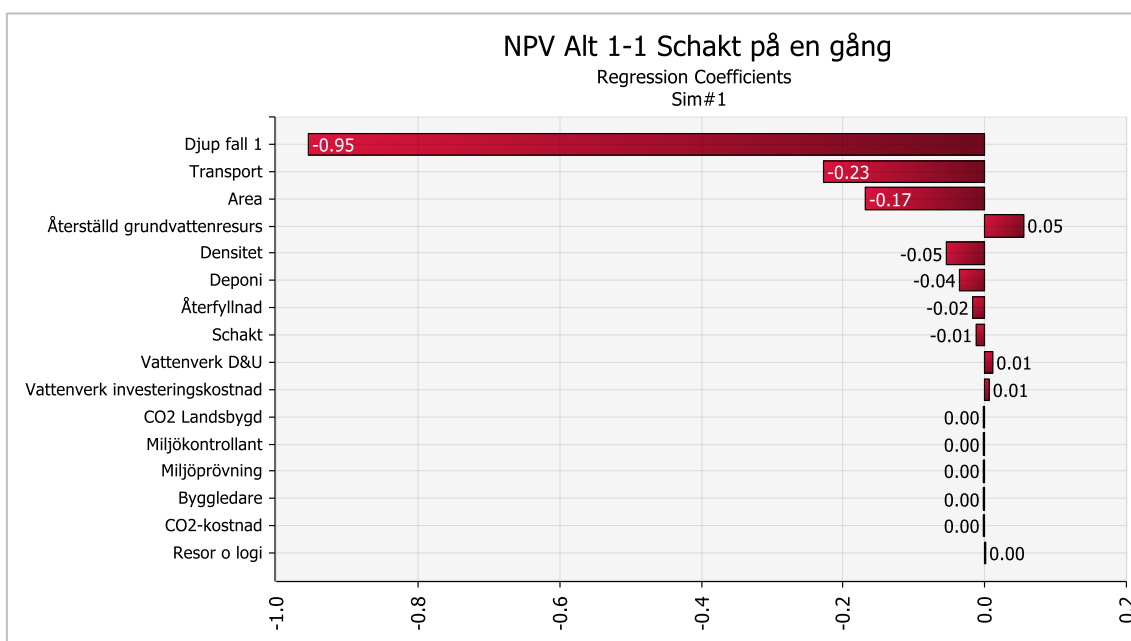
Figur E-1-E-6 presenterar resultaten av känslighetsanalys med MS Excel tillägget @Risk för fall 1 och för tre diskonteringsräntor (1,4%, 3,5% och 5%). Känslighetsdiagram visar Spearman rangkorrelationskoefficienter som förklarar samband mellan en specifik variabel och nettonuvärdet. En negativ korrelationskoefficient indikerar ett negativt samband mellan variabeln och nettonuvärdet, vilket innebär att ju högre värdet av variabeln är, desto lägre blir nettonuvärdet. Å andra sidan visar en positiv korrelationskoefficient på ett positivt samband, där ju högre värdet av variabeln är, desto högre blir nettonuvärdet. Ju högre värde korrelationskoefficienten har, desto mer bidrar variabeln till osäkerheten i nettonuvärdet.



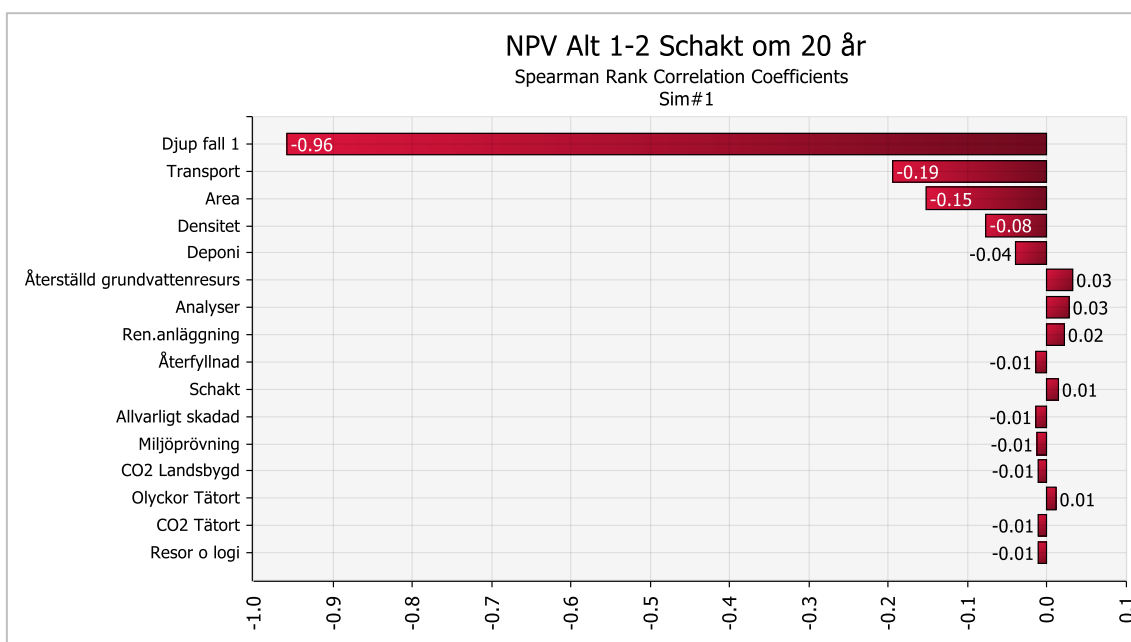
Figur E-1. Känslighetsdiagram som visar hur de olika ingående variablerna bidrar till osäkerheter i nettonuvärdet av Alt 1-1 Schakt på en gång vid diskonteringsränta på 1,4%.



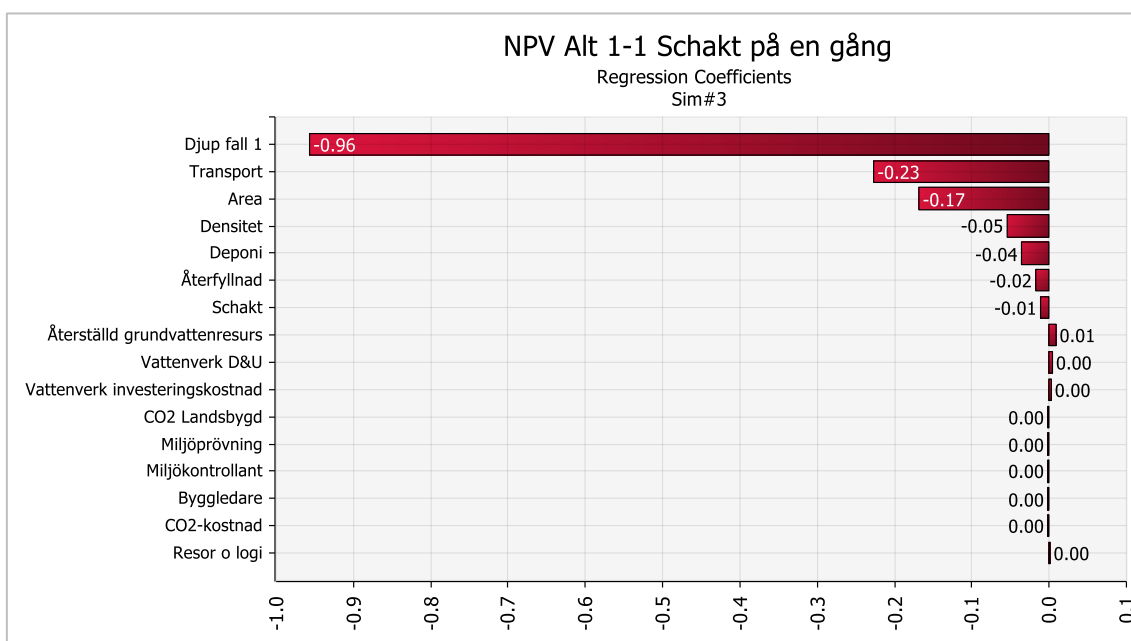
Figur E-2. Känslighetsdiagram som visar hur de olika ingående variablerna bidrar till osäkerheter i nettonuvärdet av Alt 1-2 Schakt om 20 år vid diskonteringsränta på 1,4%.



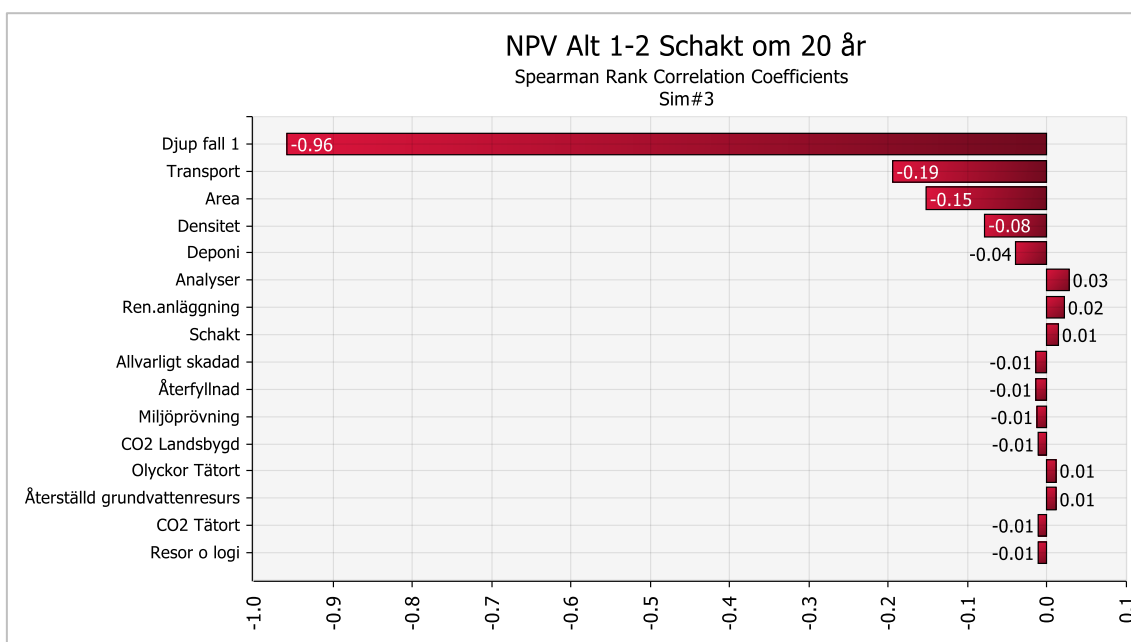
Figur E-3. Känslighetsdiagram som visar hur de olika ingående variablerna bidrar till osäkerheter i nettonuvärdet av Alt 1-1 Schakt på en gång vid diskonteringsränta på 3,5%.



Figur E-4. Känslighetsdiagram som visar hur de olika ingående variablerna bidrar till osäkerheter i nettonuvärdet av Alt 1-2 Schakt om 20 år vid diskonteringsränta på 3,5%.



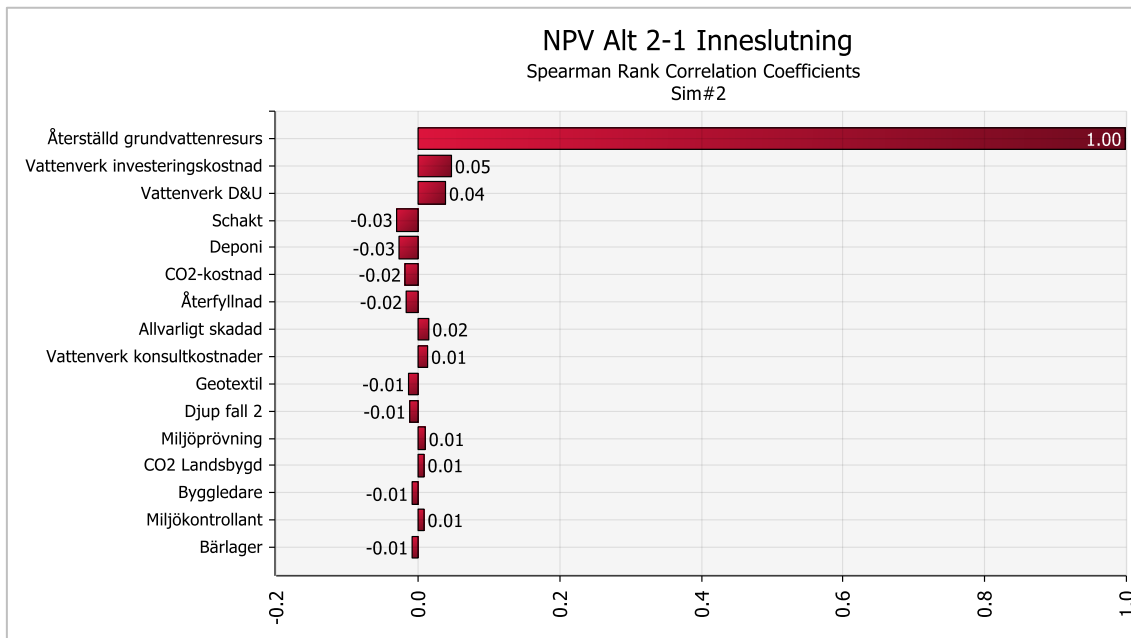
Figur E-5. Känslighetsdiagram som visar hur de olika ingående variablerna bidrar till osäkerheter i nettonuvärdet av Alt 1-1 Schakt på en gång vid diskonteringsränta på 5%.



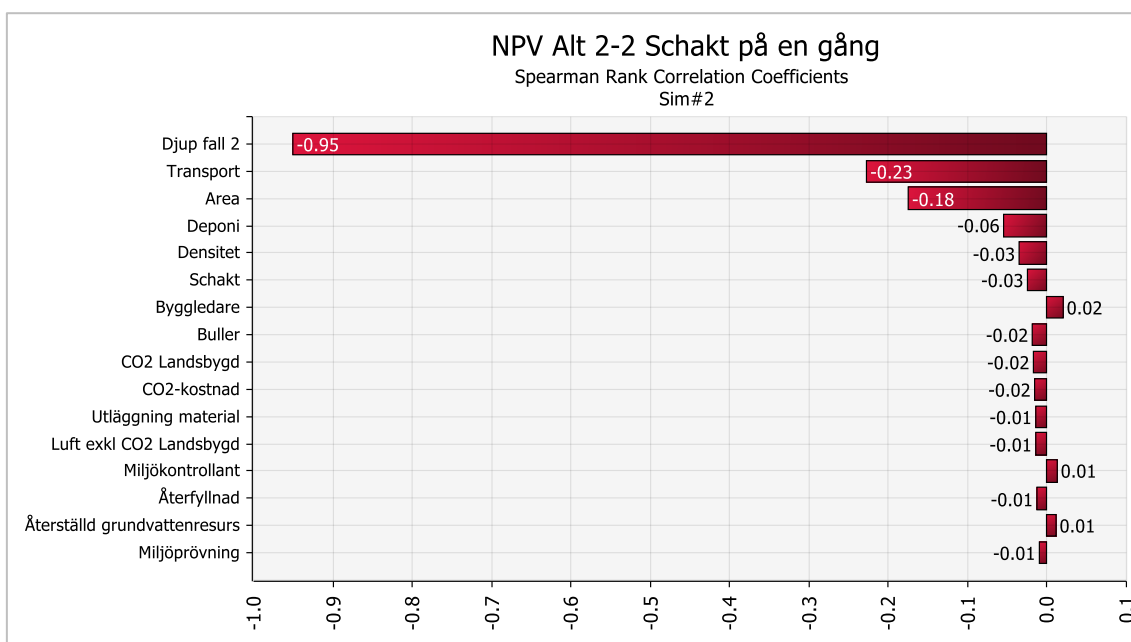
Figur E-6. Känslighetsdiagram som visar hur de olika ingående variablerna bidrar till osäkerheter i nettonuvärdet av Alt 1-2 Schakt om 20 år vid diskonteringsränta på 5%.

E.2. Mindre PFAS-källa (Fall 2)

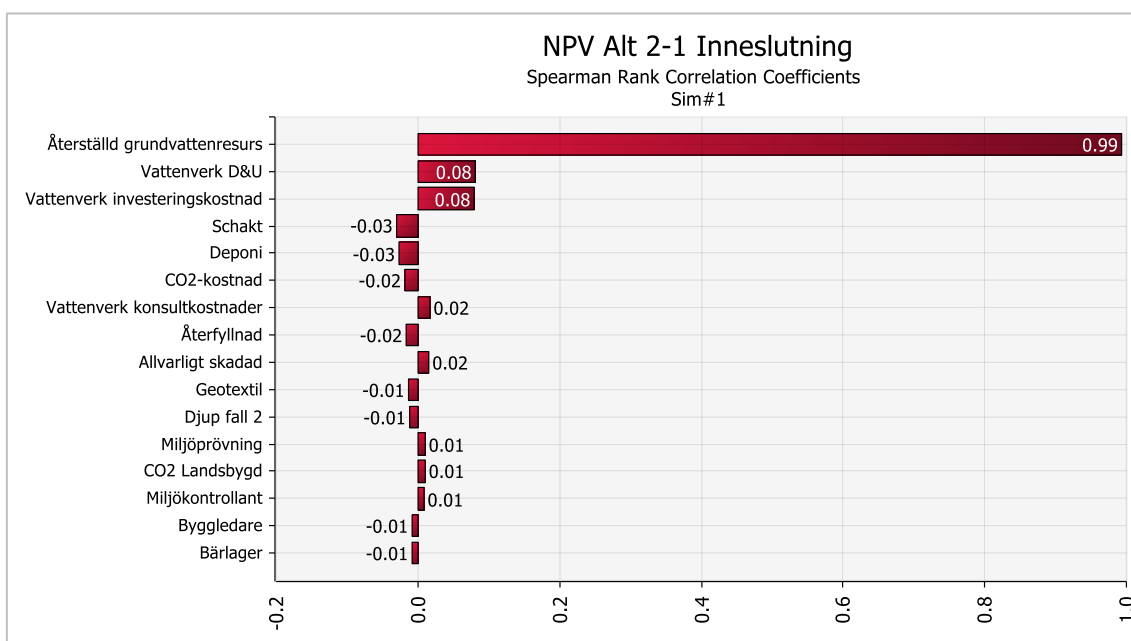
Figur E-7-E-12 presenterar resultaten av känslighetsanalys med MS Excel tillägget @Risk för fall 2 och för tre diskonteringsräntor (1,4%, 3,5% och 5%).



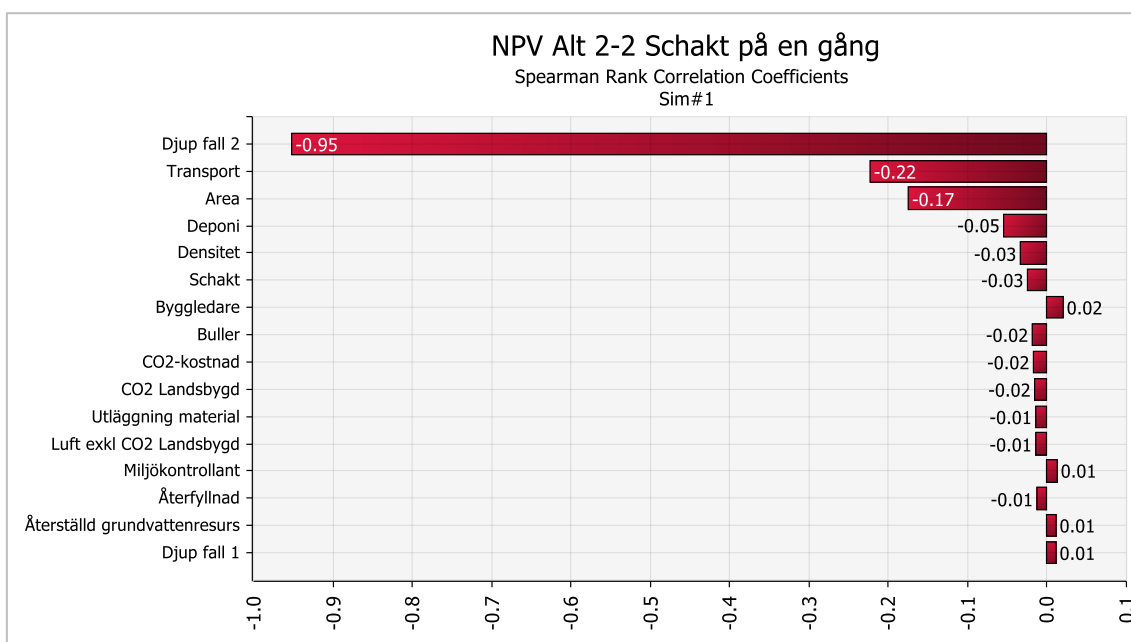
Figur E-7. Känslighetsdiagram som visar hur de olika ingående variablerna bidrar till osäkerheter i nettonuvärdet av Alt 2-1 Inneslutning vid diskonteringsränta på 1,4%.



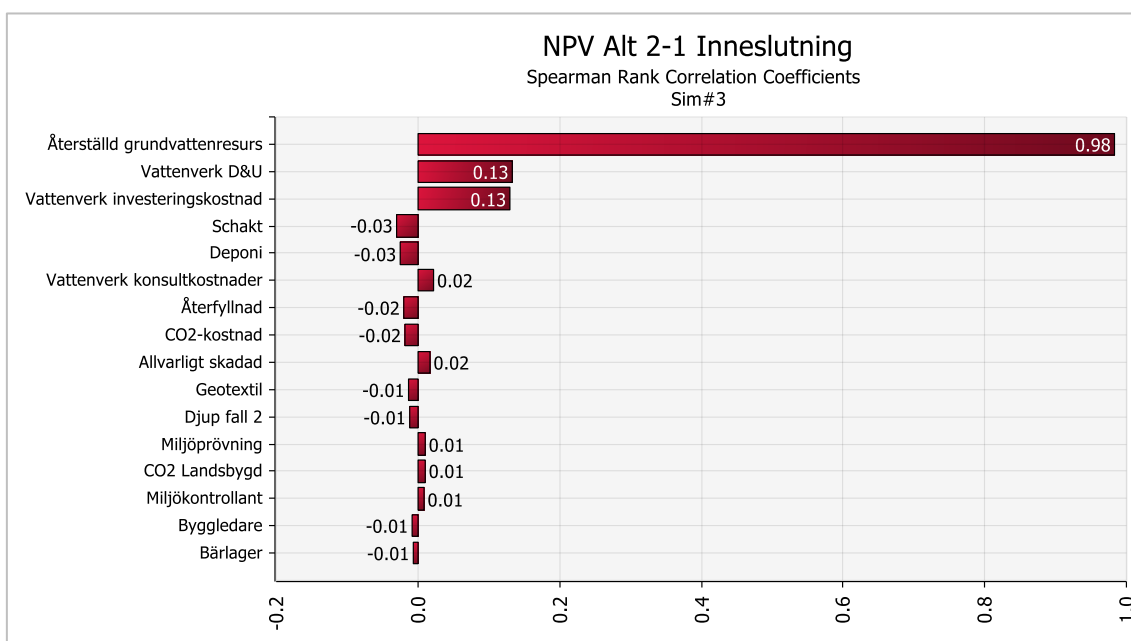
Figur E-8. Känslighetsdiagram som visar hur de olika ingående variablerna bidrar till osäkerheter i nettonuvärdet av Alt 2-2 Schakt på en gång vid diskonteringsränta på 1,4%.



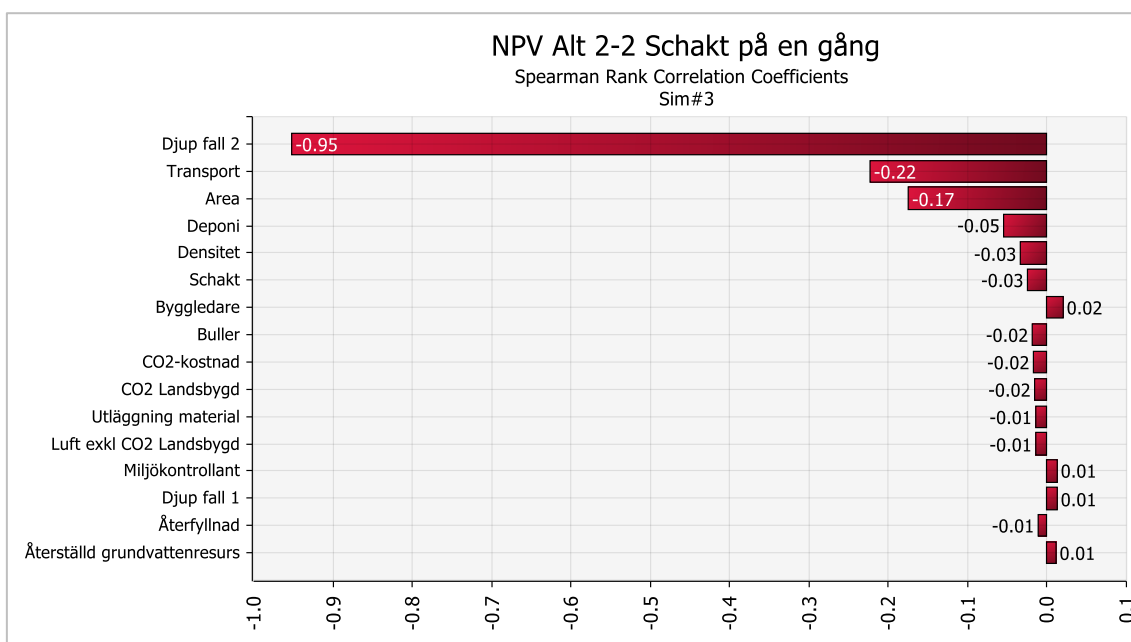
Figur E-9. Känslighetsdiagram som visar hur de olika ingående variablerna bidrar till osäkerheter i nettonuvärdet av Alt 2-1 Inneslutning vid diskonteringsränta på 3,5%.



Figur E-10. Känslighetsdiagram som visar hur de olika ingående variablerna bidrar till osäkerheter i nettonuvärdet av Alt 2-2 Schakt på en gång vid diskonteringsränta på 3,5%.



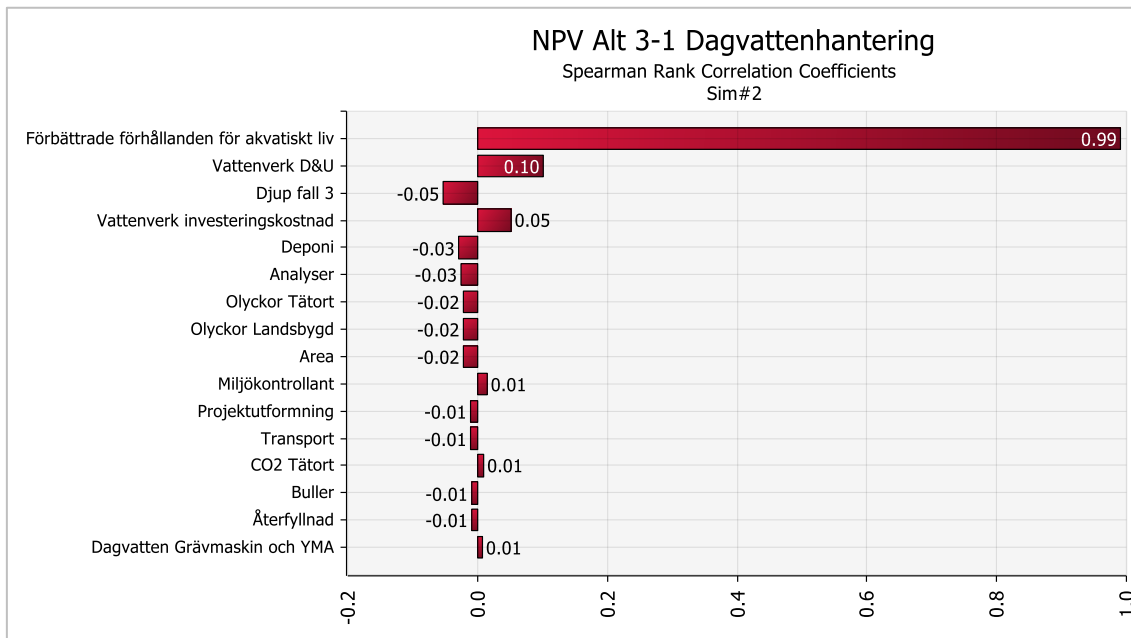
Figur E-11. Känslighetsdiagram som visar hur de olika ingående variablerna bidrar till osäkerheter i nettonuvärdet av Alt 2-1 Inneslutning vid diskonteringsränta på 5%.



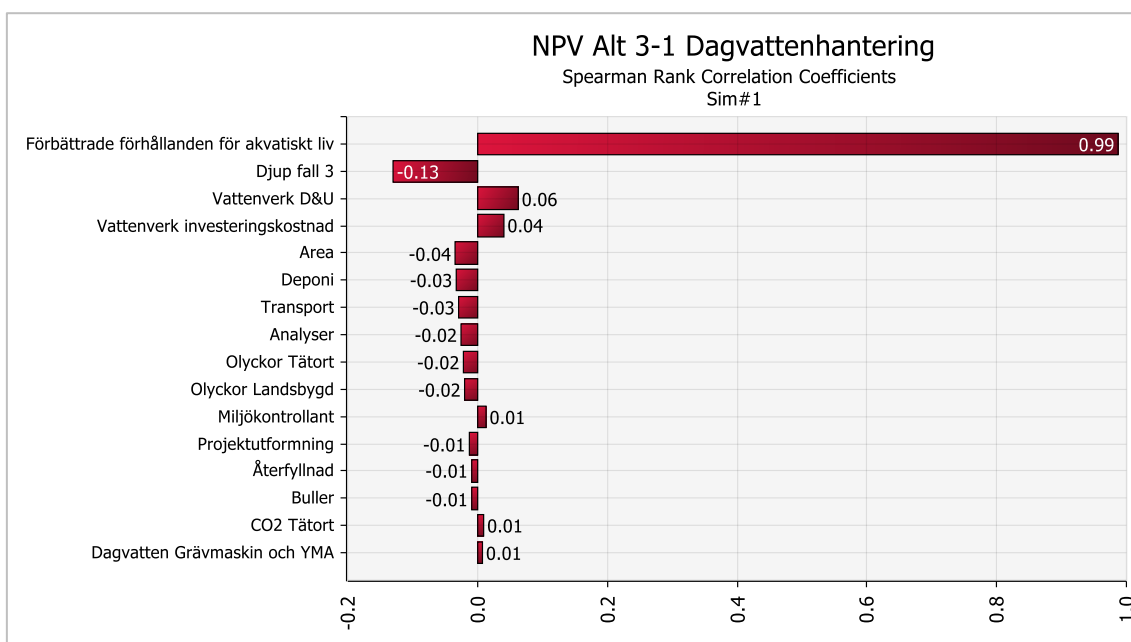
Figur E-12. Känslighetsdiagram som visar hur de olika ingående variablerna bidrar till osäkerheter i nettonuvärdet av Alt 2-2 Schakt på en gång vid diskonteringsränta på 5%.

E.3. Ytnära PFAS-källa (Fall 3)

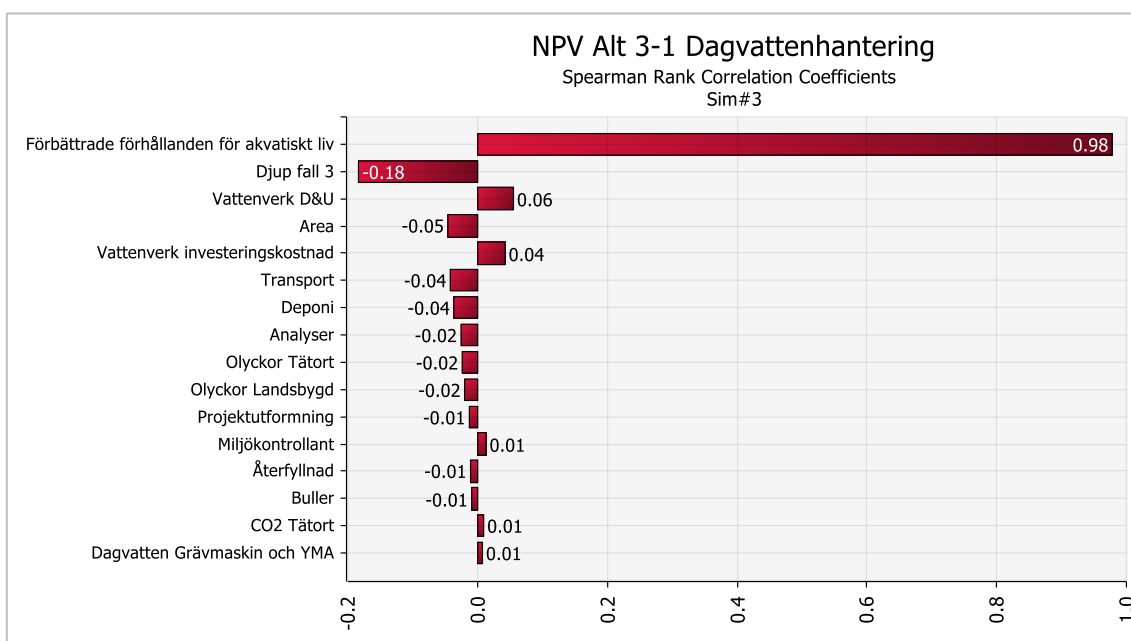
Figur E-13-E-15 presenterar resultaten av känslighetsanalys med MS Excel tillägget @Risk för fall 3 och för tre diskonteringsräntor (1,4%, 3,5% och 5%).



Figur E-13. Känslighetsdiagram som visar hur de olika ingående variablerna bidrar till osäkerheter i nettonuvärdet av Alt 3-1 Dagvattenhantering vid diskonteringsränta på 1,4%.



Figur E-14. Känslighetsdiagram som visar hur de olika ingående variablerna bidrar till osäkerheter i nettonuvärdet av Alt 3-1 Dagvattenhantering vid diskonteringsränta på 3,5%.



Figur E-15. Känslighetsdiagram som visar hur de olika ingående variablerna bidrar till osäkerheter i nettonuvärdet av Alt 3-1 Dagvattenhantering vid diskonteringsränta på 5%.



CHALMERS
UNIVERSITY OF TECHNOLOGY