

Utvärdering och saneringsförslag av petroleumförorenad mark och grundvatten i Göteborgs hamn

Olga Lindberg

2024



LUNDS
UNIVERSITET

Olga Lindberg

MVEM14 Examensarbete för masterexamen 30 hp, Lunds universitet

Huvudhandledare: Karl Ljung, Geologiska institutionen, Lunds universitet

Extern handledare: Jenny Gwes, Energihamnen, Göteborgs Hamn AB

CEC - Centrum för miljö- och klimatvetenskap

Lunds universitet

Lund 2024

Omslagsbild: Iago Henrique Ferreira de Souza

Övriga bilder av författaren

Abstract

Environmental pollution caused by human activity is one of today's biggest dilemmas. Pollution in air, water and soil can pose risks to human health and the environment and can lead to a reduction in available resources. Investigating and remediating contaminated areas is therefore an important task. In the past 20 years, there have been two major spills of gasoline and diesel at the Energy Port of Gothenburg, Sweden. Cleanup measures were carried out and a groundwater monitoring program was established. Over time, contaminants consisting of aliphatic and aromatic hydrocarbons have been detected in groundwater that exceed guideline values. Therefore, there is a need to evaluate the contaminated site and the possibility of further remediation. The purpose of this project is to evaluate the current situation at the site and how it has changed since the spills occurred, in order to discuss appropriate remediation methods. This was achieved through sampling of soil and groundwater, analysis of chemical data and mapping of the contaminated area. This study shows that there are contaminants in soil that exceed guideline values for aliphatic and aromatic hydrocarbons. There is also contamination in groundwater, but in concentrations below the guideline values. Since the spills occurred, the levels of hydrocarbons and the spatial distribution of the polluted area have decreased. Today, the distribution of pollution is relatively limited within the investigated area at a depth of 1–2 meters. There are hydrocarbons in the ground probably due to inhabitation of biological degradation processes and the geological conditions of the site. Since contamination is present in the soil and exceeds guideline values, there is reason to remediate the site further. Three possible remediation methods have been discussed within the work: phytoremediation, bioremediation and chemical oxidation, where bioremediation has been identified as the most suitable and sustainable option.

Keywords: Energy Port, Pollution, Contamination, Oil spill, Soil, Groundwater, Petroleum, Hydrocarbon, LNAPL, BTEX, Bioremediation, Phytoremediation, Chemical oxidation

Populärvetenskaplig sammanfattning

Varje stad har ett industriområde, en gammal fabrik, en nedlagd bensinstation eller möjligtvis en hamn. Man går förbi och tänker att det ser lite tråkigt ut, men något kanske inte alla tänker på är att platsen troligtvis är förorenad. Bara i Sverige finns det 86 000 förorenade mark- eller vattenområden som kan medföra skador för människors hälsa och på miljön. Energihamnen i Göteborg är Sveriges största energihamn. Där sker import och export av energiprodukter med stora tankfartyg. Varje år hanteras över 22 miljoner ton energiprodukter så som råolja, bensin och diesel och tyvärr händer ibland spill. På en specifik plats på Energihamnens område har det under de senaste 20 åren skett två stora utsläpp till mark av bensin och diesel. I detta arbete undersöktes detta område och bekräftade att det finns petroleumföroreningar i både mark och grundvatten. Miljöföroreningar till följd av mänsklig aktivitet är ett stort problem och innebär inte bara risk för hälsa och miljö, utan kan också leda till en minskning av tillgängliga resurser. Det är därför ett viktigt arbete att identifiera och sanera förorenade områden. Historisk sett har många föroreningar hanterats genom att föroreningen grävs bort och dumpas på en deponi. Vilket egentligen betyder att föroreningen bara flyttas till en ny plats som senare behöver saneras. I arbetet diskuteras därför alternativa saneringsmetoder där saneringen sker på plats. Visste ni till exempel att vissa föroreningar kan brytas ner med hjälp av växter? Denna metod kallas fyto Remediering. Med hjälp av en metod som heter bioremediering kan också den naturliga nedbrytningen av bakterier stimuleras. Det finns också kemiska saneringsmetoder, som bland annat kemisk oxidering, där föroreningarna bryts ner med kemiska reaktioner.

Innehållsförteckning

Abstract 3

Populärvetenskaplig sammanfattning 5

Innehållsförteckning 7

Inledning 9

Områdesbeskrivning 11

Syfte och frågeställningar 15

Metod 17

Provtagning 17

Mark 17

Grundvatten 18

Identifiering av möjliga saneringsåtgärder 19

Etisk reflektion 21

Resultat 23

Föroreningsituation 2004 och 2007 23

Bensinutsläpp år 2004 23

Dieselutsläpp år 2007 26

Föroreningsituation år 2024 28

Markprovtagning 28

Grundvattenprovtagning 31

Konceptuell modell 33

Möjliga saneringsåtgärder 34

Beskrivning av metoderna 34

Diskussion 37

1. *Hur är den spatiala utbredningen av föroreningar i mark och grundvatten på det undersökta området? 37*

2. *Hur har föroreningarnas halter förändrats över tid i mark och grundvatten mellan utsläppstillfället år 2004 och 2024?* **40**

3. *Vilka saneringsåtgärder är lämpliga för den befintliga föroreningssituationen?* **43**

Fytoremediering **43**

Bioremediering **44**

Kemisk oxidation **45**

Slutsats 47

Tack 49

Referenser 51

Inledning

Miljöföroreningar orsakade av mänsklig aktivitet är en av nutidens största utmaningar (Haeder m.fl., 2020; Landrigan m.fl., 2020; Mineo, 2023). Föroreningar i jord, luft och vatten medför en risk för miljön och människors hälsa (Saucier m.fl., 2023; Tsai m.fl., 2021) och leder samtidigt till en minskning av tillgängliga resurser (Mineo, 2023). Grundvatten är världens främsta färskvattenkälla (Lall m.fl., 2020). Kontamineringen av grundvatten är därför ett av de största hoten mot den globala dricksvattenförsörjningen (Lall m.fl., 2020; Lapworth m.fl., 2023). Användningen av fossila bränslen och oljeutsläpp är några av de största orsakerna till miljöföroreningar och kontaminering av grundvatten (Espinosa m.fl., 2021; Lapworth m.fl., 2023). Bara under året 2023 släpptes ca 7000 ton olja ut till havet på grund av olyckor på tankfartyg (ITOPF, 2024) och uppskattningsvis 640 miljoner människor lever idag i områden som är förorenade av olja (Ramírez m.fl., 2022).

Oljeföroreningar kan orsaka hälsorisker för människor (Ramírez m.fl., 2022) och har negativa effekter på bland annat akvatiska ekosystem (Melo m.fl., 2022; Samuelsen m.fl., 2019). Mycket forskning görs för att förstå föroreningarnas negativa effekter, hur ämnena sprids, och vad man kan göra för att motverka detta (Falih m.fl., 2024; Ossai m.fl., 2020; Wang, 2023). För att skydda människors hälsa och miljön måste spridningen av skadliga ämnen minska (Sveriges miljömål, 2023b). Arbetet med att reducera mängden skadliga ämnen i miljön är implementerat i flera av de 16 svenska miljömålen men främst i målet *giftfri miljö*. De största utmaningarna för att uppnå miljömålet är att det saknas kunskap om vilka ämnen som är relevanta att leta efter, samt en uppfattning om i vilka halter ämnena förekommer. Dessutom sker en ökande global konsumtion och handel med länder utanför EU som ställer lägre krav på giftfria produkter (Sveriges miljömål, 2023b). Farliga ämnen fortsätter därför kontinuerligt att spridas inom EU och det tar tid innan effekter av åtgärder eller styrmedel syns. På grund av att många av dessa ämnen bryts ner långsamt eller inte alls utsätts människor och miljön för risker under lång tid (Sveriges miljömål, 2023b).

En stor del av arbetet inom miljömålet giftfri miljö är arbetet med identifiering och efterbehandling av förorenade områden. Ett förorenat område är ett mark- eller vattenområde som innehåller ämnen som är skadliga för människors hälsa eller miljön (Sveriges miljömål, 2023a). Bara i Sverige finns över 86 000 bekräftade områden som är förorenade. Majoriteten av dessa ämnen kommer från industrier, gruvor, deponier

eller annan verksamhet som använder farliga kemikalier (Ek m.fl., 2001; Stroberg m.fl., 2017; Sveriges miljömål, 2023a). En precisering inom miljömålet giftfri miljö är att förorenade områden ska vara åtgärdade i sådan mån att de inte utgör någon fara för människors hälsa eller miljön. Efterbehandling eller sanering av förorenade områden är därför en viktig del i uppfyllandet av miljömålet (Sveriges miljömål, 2023a). När ett område är förorenat på ett sätt så det utgör en risk för människors hälsa eller miljön krävs därför en efterbehandlingsåtgärd (Sveriges miljömål, 2023a). En sådan åtgärd ser olika ut beroende på flera olika faktorer till exempel föroreningsstyp, områdets egenskaper och föroreningsgraden. Åtgärdsmetodens syfte är att minska föroreningshalterna eller att minimera risken för spridning och exponering. Processen för att välja efterbehandlingsmetod är ett omfattande arbete som kräver många utredningar (Barrieu m.fl., 2017; Naseri-Rad m.fl., 2020; Naturvårdsverket, 2009). En förorening konstateras genom undersökning och efterföljs av en riskbedömning. Slutsatserna ska användas för en åtgärdsplan, där syftet är att finna lämpliga åtgärder som motsvarar den bedömda risken (Naturvårdsverket, 2009).

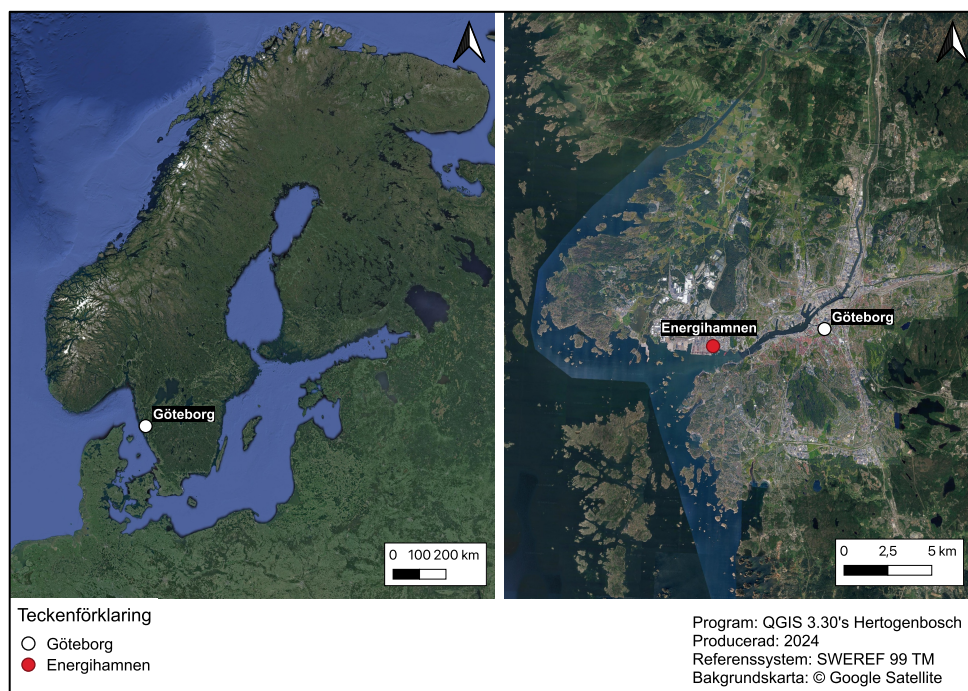
Energihamnen i Göteborg är en del av Göteborgs Hamn, och är Sveriges största energihamn. På Energihamnen sker import och export av energiprodukter och varje år hanteras över 22 miljoner ton energiprodukter som bland annat råolja, bensin och diesel. Energihamnen är viktig för landets energiförsörjning och är ett riksintresse för sjöfart och kommunikation. Därför har de en hög säkerhetsstandard med stort fokus på att förebygga olyckor. Trots dessa insatser sker ibland olyckor och oavsiktliga utsläpp (Göteborgs Hamn, u.å.). Energiprodukterna transporteras från och till fartygen via rörledningar och vid en kopplingsstation kallad *rörstöd 12* har det under de senaste 20 åren skett två större oavsiktliga utsläpp till mark, ett av bensin år 2004 och ett av diesel år 2007. Bensinutsläppet bestod av ca 45 m³ 95-oktanig blyfri bensin och på samma plats tre år senare inträffade dieselutsläppet som bestod av ca 70 m³ miljödiesel. Bensin och diesel är fossila bränslen som framställs ur råolja (Naturvårdsverket, 1998). De huvudsakliga beståndsdelarna är alifatiska och aromatiska kolvätekedjor. Till aromatiska kolväten hör bensen, toluen, etylbensen och xylener, ofta förkortat som BTEX. Aromatiska kolväten bygger strukturmässigt på en eller flera bensenringar, och flera sammansatta bensenringar kallas PAH (polycykliska aromatiska kolväten) (Naturvårdsverket, 1998). Dessa ämnen är toxiska både för människan och miljön (Melo m.fl., 2022; Ramírez m.fl., 2022; Samuelson m.fl., 2019). Kända risker är bland annat nervskador, akuta respiratoriska skador (Sultana & Hoover, 2023), hudirritation, lever-och njurskador (Naturvårdsverket, 1998). Aromater är dessutom konstaterat cancerogena (Naturvårdsverket, 1998; Sultana & Hoover, 2023), och flera av de andra ingående ämnena misstänks vara det (Naturvårdsverket, 1998). Tillsatserna som MTBE (metyltertiärbutyleter) och bly har tidigare adderats till bensin för att bland annat öka oktantalet, men har i dagsläget fasats ut eller substituerats (Naturvårdsverket, 1998).

Platsen sanerades vid de båda tillfällena och majoriteten av föroreningarna kunde grävas bort eller avlägsnas genom grundvattenpumpning. I samband med det första

utsläppet år 2004 inrättades ett kontrollprogram i grundvatten vid namn *Petroleumgatan* med syfte att utvärdera saneringsåtgärderna och övervaka eventuell spridning. Över tid har alifatiska och aromatiska kolväten som överskrider riktvärden detekterats i grundvatten inom kontrollprogrammet. Dessa föroreningar kan medföra risker för både människors hälsa och miljön (Melo m.fl., 2022; Ramírez m.fl., 2022; Samuelson m.fl., 2019; Sultana & Hoover, 2023). Därför föreligger ett behov av att utreda vad som har hänt med föroreningarna sedan utsläppen inträffade, samt möjligheten att sanera platsen ytterligare.

Områdesbeskrivning

Energihamnen i Göteborg är en del av Göteborgs Hamn, och är Sveriges största energihamn. Göteborg är beläget på Sveriges västkust och är landets näst största stad. Energihamnen ligger ca 10 km väster om centrala Göteborg och ligger i nära anslutning till Göta älv och älvens utlopp till Kattegatt och havet, se figur 1.

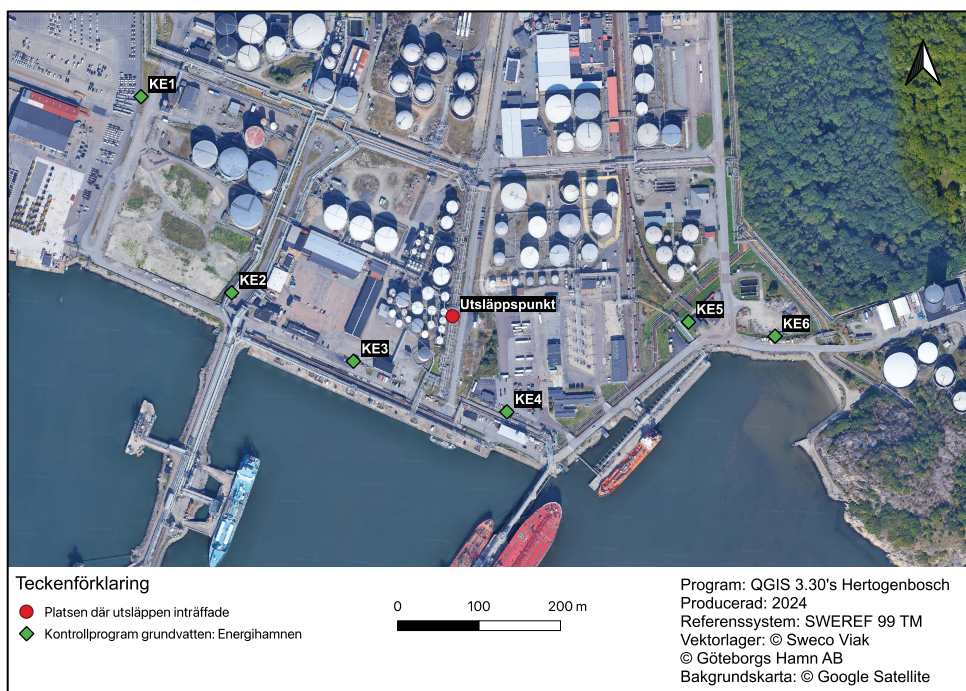


Figur 1 Karta Göteborg och Energihamnen

Utzoomad kartbild över Göteborgs lokalisering i förhållande till norra europa och Energihamnens lokalisering i förhållande till Göteborg.

Platsen där de båda utsläppen inträffade ligger i området Skarvik/Rya som är en del av Energihamnen, se figur 2 för översiktsbild av Energihamnen och utsläppsplatsens lokalisering.

Energihamnen har även ett annat kontrollprogram i grundvatten som varit aktivt sedan år 1999, vid namn *Energihamnen*. Dock är den äldsta mätdata som kunnat användas inom projekten först från 2010, då äldre data inte har kunnat hittats. Kontrollprogrammets syfte är att kontrollera eventuell spridning av petroleumföroreningar från Energihamnens område till havet. De sex mätpunkter som ingår i programmet och som utvärderats inom projektet benämns som KE1-KE6, se figur 2. Provpunkterna består av tre brunnar (KE1, KE2 och KE5) och tre grundvattenrör (KE3, KE4 och KE6). Provpunkterna är placerade längs hela Skarviks- och Ryahamnens sträckning syd, sydväst och sydost på ett avstånd ca 100–500 m från utsläppsplatsen. Provtagning sker två gånger om året, en gång på våren och en gång på hösten. De parametrar som analyseras är alifatiska och aromatiska kolväten, BTEX och MTBE.

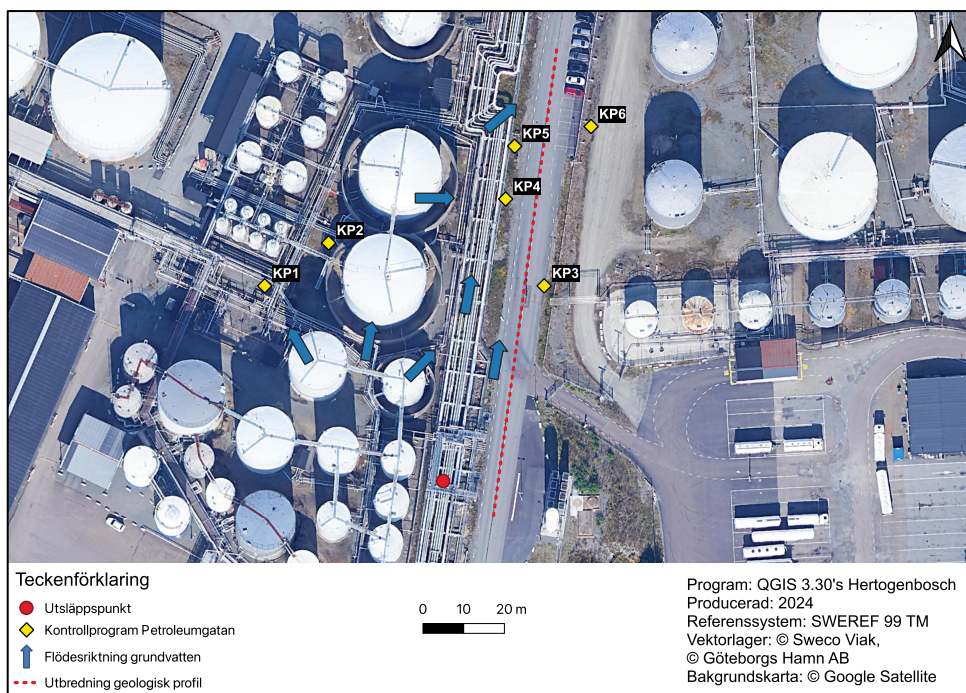


Figur 2 Översiktsbild över Energihamnen och kontrollprogram Energihamnen

Bilden synliggör platsen för de båda utsläppen samt de provpunkter som ingår i kontrollprogram Energihamnen.

Kontrollprogram Petroleumgatan har varit aktivt sedan det första utsläppstillfället år 2004. Efter dieselutsläppet år 2007 gjordes en utvärdering av kontrollprogrammet. Slutsatsen var att ingen betydande spridning hade skett, men att kontrollprogrammet skulle fortgå. För närvarande är det sex provpunkter som provtas inom kontrollprogrammet Petroleumgatan och dessa benämns som KP1-KP6, se figur 3. Provtagning sker två gånger om året i samband med kontrollprogram Energihamnen och samma parametrar analyseras. I detta arbete har mätdata från de båda kontrollprogrammen använts för att undersöka hur föroreningarna förändrats på utsläppsplatsen och om petroleumföroreningar från utsläppen har spridit sig från utsläppsplatsen till andra delar av Energihamnen.

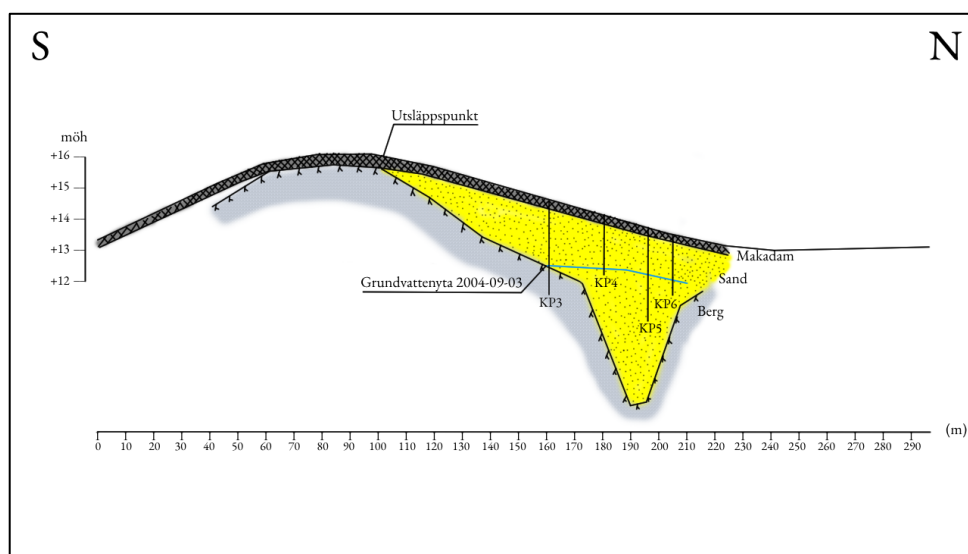
Vid bensinutsläppet år 2004 gjordes dessutom en mer utförlig undersökning med jordartskartering och upprepade mätningar av grundvattennivåer. Grundvattenflödet bedömdes röra sig lokalt vid utsläppsplatsen enligt figur 3.



Figur 3 Översiktsbild utsläppsplatsen och kontrollprogram Petroleumgatan

Bilden synliggör utsläppspunkten och provpunkter inom kontrollprogrammet Petroleumgatan. Grundvattenflödesriktningen baserad på rapport från Sweco Viak (2004). Den sträckade linjen visar utsträckningen för den geologiska profilen i figur 4.

Marken vid utsläppsplatsen är en blandning av fyllnadsmaterial och naturliga sediment. Den består primärt av berg i dagen, grus, makadam och sand. Det finns rörledningar, starkströmskablar och cisterner på platsen som försvårade saneringsarbetet och därför krävdes handschaktning till stor del för att få bort de förorenade massorna (Sweco Viak (2004). Utsläppspunkten är belägen på en höjd och majoriteten av utsläppen rörde sig i nordlig riktning från utsläppsplatsen. Slutsatsen från utredningarna som gjordes i samband med de båda spillen var att en mindre mängd bensin och diesel kunde finnas kvar i marklagren som inte varit möjliga att avlägsna utan att riva befintliga rör och cisterner (Sweco Viak, 2004; Sweco Viak, 2007). Rapporterna menade att föroreningarna kommer att genomgå biologisk nedbrytning vilket skulle minska halterna. Det bedömdes som möjligt att föroreningarna skulle frigöras successivt och transporteras i grundvattnet, vilket skulle kunna innebära att förhöjda halter av kolväten kan komma att upptäckas i grundvattenprover nedströms utsläppsplatsen (Sweco Viak, 2004; Sweco Viak, 2007). Se figur 4 för geologisk profil över utsläppsplatsen. Profilen går från söder till norr och är baserad på utredningen från Sweco Viak (2004).



Figur 4 Geologisk profil över utsläppsplatsen

Marken består främst av berg i dagen, makadam och sand. Grundvattenytan uppmätt 2004-09-03 i grundvattenrören KP3-KP6. Geologisk profil baserad på information från Sweco Viak (2004). Utsträckningen för profilen visas i figur 3.

Syfte och frågeställningar

Arbetets syfte är att utvärdera den nuvarande föroreningssituationen och hur den förändrats över tid: vilken föroreningarnas utbredning är, ifall det skett transport, nedbrytning eller om de blev helt borttagna vid saneringsåtgärderna. För att sedan diskutera möjliga åtgärdsförslag som är lämpliga utifrån föroreningssituationen och platsens förutsättningar. För att uppnå syftet så genomfördes provtagningar i mark och grundvatten inom detta projekt som sedan analyserades och jämfördes med resultat från provtagningar från tidigare år. De tidigare provtagningarna innefattar provtagning i mark och grundvatten från åren 2004 och 2007 som genomfördes i samband med de båda utsläppen, samt resultat från årliga provtagningar i grundvatten som genomförts inom Energihamnens kontrollprogram: kontrollprogram *Petroleumgatan* från år 2004 och kontrollprogram *Energihamnen* från år 2010. Eftersom utsläppen skedde på en plats med mycket omgivande infrastruktur som riskeras att skadas vid schaktning är det intressant att försöka hitta alternativa saneringsmetoder.

För att uppfylla arbetets syfte ska följande frågeställningar besvaras;

1. Hur är den spatiala utbredningen av föroreningar i mark och grundvatten på det undersökta området?
2. Hur har föroreningarnas halter förändrats över tid i mark och grundvatten mellan utsläppstillfället år 2004 och 2024?
3. Vilka saneringsåtgärder är lämpliga för den befintliga föroreningssituationen?

Metod

Arbetet behandlar tre olika dataset över en period på 20 år: resultat från provtagningar i mark och grundvatten som genomfördes av Sweco Viak i samband med utsläppen åren 2004 och 2007, resultat från provtagningar i mark och grundvatten som genomfördes inom detta projekt, samt resultat från provtagningar i grundvatten inom Energihamnens kontrollprogram från inträffandet av det första utsläppet 2004 till 2024.

Arbetet inleddes med att sammanställa information från rapporter och kemiska data från de undersökningar som gjordes i samband med bensinutsläppet 2004 och dieselutsläppet 2007, samt mätdata från kontrollprogrammen Energihamnen mellan 2010–2024 och Petroleumgatan mellan 2004–2024. Sammanställningen var utgångspunkten för ytterliga provtagningar i mark och analys av hur föroreningssituationen förändrats sedan det första utsläppstillfället.

Provtagning

Mark

Metoden för de provtagningar som genomfördes i samband med utsläppen år 2004 och år 2007 var skruvborr eller provgrop. Provtagningarna 2004 genomfördes mellan maj och september och provtagningarna 2007 genomfördes mellan maj och juli, se figur 5 och 6 för provpunkter. Provtagningarna 2004 genomfördes av Sweco Viak och utfördes enligt redogörelser i rapporten Sweco Viak (2004). Provtagningarna 2007 genomfördes av ett externt saneringsföretag enligt rapporten Sweco Viak (2007). Samtliga analyser gjordes av ackrediterat laboratorium. År 2004 analyserades parametrarna BTEX, alifater >C5-C35 samt aromater >C8-C10 och 2007 analyserades parametrarna BTEX, alifater >C5-C16 och aromater >C8-C10.

För att utvärdera den nuvarande föroreningssituationen på utsläppsplatsen genomfördes inom arbetet en markprovtagning på Göteborgs hamns område. Provpunkterna valdes med avseende på grundvattenflödets riktning, tillgänglighet, högsta uppmätta halter från tidigare markundersökningar (Sweco Viak, 2004; Sweco Viak, 2007) samt utifrån vilket geologiskt material som är möjligt att analysera.

Provtagningspunkterna valdes med syfte att undersöka den befintliga föroreningsituationen och föroreningarnas eventuella spridning. Provtagningen utfördes den 2024-03-07 med hjälp av en extern konsult och borrhare. Totalt nio provpunkter mättes in med GPS, se figur 7. Lokaliseringen för punkt 2401, 2402 och 2403 är ungefärliga då GPS-utrustningen inte hade täckning vid inmätning av dessa punkter. Metoden för provtagning var handschaktning på känsliga och svåråtkomliga platser (2401–2403), provtagningen utfördes som samlingsprov innehållandes ca 4 delprov med handspade. Övriga provtagningar gjordes med skruvborr (2404–2409) där ett samlingsprov innehållandes ca 4 delprov togs från skruvborren varje halvmetr med kniv. Provdjupen varierade mellan 1,2 och 2,6 m. Samtliga prover homogeniserades och hölls kylda i väntan på analys. Totalt togs 29 prov varav 16 analyserades enligt förslag av konsult. Analysen genomfördes av ackrediterat laboratorium och de ämnen som analyserades var alifatiska och aromatiska kolväten i olika fraktioner, BTEX, PAH samt metallerna; As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, V och Zn. Metallanalysen var ett tillägg som gjordes för att få en utökad förståelse om föroreningsituationen på platsen. Analysen planerades så att alla prover med misstänkt oljeförorening analyserades och att samtliga djup analyserades i minst en punkt. Se appendix tabell i för ”fältprotokoll” med angivet borrhjup, provdjup och jordlagerföljd. För riskbedömning utvärderades de uppmätta halterna gentemot de områdesspecifika riktvärden som Energihamnen delgivit av Länsstyrelsen i Västra Götaland (Länsstyrelsen Västra Götaland, 2014), förutom gällande metallerna Ba, Cd, Co, Cr, Ni och V. Dessa metaller saknar områdesspecifika riktvärden och utvärderades därför mot Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark för mindre känslig markanvändning (MKM) (Naturvårdsverket, 2022).

Grundvatten

Metoden för de provtagningar som genomfördes i grundvatten i samband med utsläppen åren 2004 och 2007 var genom installerade grundvattenrör. Provtagningarna 2004 genomfördes mellan maj och september och provtagningarna 2007 genomfördes i juni. Provtagningarna båda åren genomfördes av Sweco Viak och utfördes enligt redogörelser i rapporterna Sweco Viak (2004) och Sweco Viak (2007). Samtliga analyser gjordes av ackrediterat laboratorium. År 2004 analyserades parametrarna BTEX, alifater >C5-C16 samt aromater >C8-C10 och 2007 analyserades parametrarna BTEX, alifater >C5-C16 och aromater >C8-C10. I detta arbete har mätdata från kontrollprogrammen använts för att undersöka hur föroreningarna runt utsläppsplatsen förändrats över tid och hur

Provtagning enligt kontrollprogram sker två gånger per år, en gång på hösten och en gång på våren, med hjälp av extern konsult. De parametrar som analyseras är alifatiska och aromatiska kolväten, BTEX och MTBE. Under arbetets gång den 2024-04-03 genomfördes en grundvattenprovtagning enligt kontrollprogram Energihamnen

och Petroleumgatan, se figur 7 och 10 för lokalisering av provpunkter. Provpunkterna består sammanlagt av 12 grundvattenrör eller brunnar. Vid provtagningstillfället kunde provtagning ej ske i KP3 då grundvattenröret sannolikt är igensatt eller rasat. Före provtagningen mättes grundvattennivåerna med ljudlod, och sedan pumpades vattnet så att det skulle omsättas och ej vara stagnerat. Vattnet hämtades med peristaltisk pump och vid provtagning fylldes en 500 ml glasflaska med vatten för varje provpunkt, totalt 12. Proven hölls kylda i väntan på analys. Proverna lämnades sedan till ackrediterat laboratorium som utförde analysen. För riskbedömning utvärderades de uppmätta halterna i grundvattnet gentemot rekommenderade riktvärden för efterbehandling av förorenade bensinstationer gällande ytvatten från Svenska Petroleum Institutet (SPI, 2010). Till följd av befintliga kontrollprogram finns stora mängder analysdata från flera år tillbaka av nämnda parametrar. Mätdata från år 2004 finns för kontrollprogram Petroleumgatan och från år 2010 för kontrollprogram Energihamnen. Mätningarna har skett ca två gånger per år med vissa undantag. Mätningarna har genomförts av extern konsult och exakt utförande kan därför inte redogöras för, men mätningar från år 2023 och framåt har skett enligt ovan beskrivna utförande. Alla analyser har gjorts av ackrediterat laboratorium.

Identifiering av möjliga saneringsåtgärder

För att identifierade möjliga saneringsmetoder att diskutera inom arbetet gjordes en mindre litteraturöversikt. Metoderna valdes utifrån följande kriterier: de ska vara lämpliga för petroleumföroreningar, mark och grundvatten, nordiskt klimat, och eftersom det är en känslig plats med risk att skada befintlig infrastruktur lades fokus på alternativa metoder till schaktning. På grund av tidsbegränsning inom arbetet ska förslaget inte vara en åtgärdsplan, utan enbart en rekommendation till framtida åtgärdsutredningar. För sökstrategi, se tabell 1.

Tabell 1 Sökstrategi litteraturöversikt

Följande sökstrategi användes för att identifiera möjliga saneringsmetoder som diskuteras inom projektet.

| Databas: Web of Science Datum: 24-03-22 | Sökord | Avgränsningar | Antal träffar | Urval 1 | Urval 2 |
|---|--|--|------------------|------------|------------|
| #1 | (Remed* OR decontam* OR restor* OR rehab*) AND (Petrol* OR hydrocarbon OR oil OR diesel OR "energy product" OR LNAPL OR BTEX) AND (contam* OR pollut* OR spill) AND ((soil OR ground) AND groundwater) | Filter: All databases | 3459 | | |
| #2 | #1 | Filter: All databases, Land/region (Sverige, Norge, Danmark, Finland) | 1048 | | |
| #3 | #1 | Filter: All databases, Land/region (Sverige, Norge, Danmark, Finland), publicerade de senaste sju åren | 25 | 7 | 5 |

De 25 artiklar som sökningen genererade lästes igenom och ledde till en identifiering av möjliga saneringsåtgärder. Fokus lades på så kallade in-situ metoder, där föroreningarna saneras på plats i stället för att de flyttas och saneras på annan plats. Första urvalet gjordes då vissa artiklar berörde fel typ av föroreningar, var review-artiklar eller inte beskrev en in-situ metod. Detta lämnade kvar sju artiklar bestående av fem olika saneringsmetoder: fyto Remediering, bioremediering, kemisk oxidation, Surfactant-Enhanced Aquifer Remediation (SEAR), och Steam Enhanced Extraction (SEE). På grund av tidsbegränsning valdes tre metoder att diskuteras inom projektet: fyto Remediering, bioremediering och kemisk oxidation. Fyto Remediering valdes då det är en miljövänlig och kostnadseffektiv saneringsmetod av petroleumföroreningar (Valujeva m.fl., 2018). Detta efterlämnade fyra metoder och sex artiklar. Den andra metoden som valdes var bioremediering då den som förekom i fler än en artikel (3). Den tredje metoden som valdes av de återstående metoderna var kemisk oxidation, då denna metod är effektiv för alla typer av organiska oljeföroreningar (Talvenmäki m.fl., 2019). Efter identifiering av saneringsmetoder gjordes ytterligare sökningar på relevant litteratur om respektive metod via Web of Science, som användes för att diskutera de olika metoderna.

Etisk reflektion

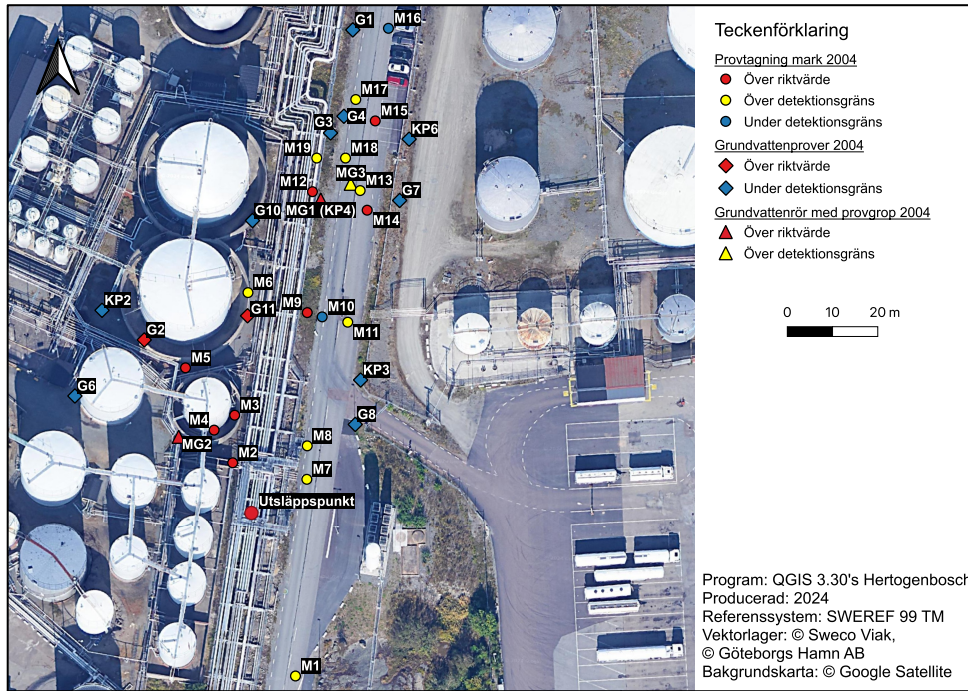
För att inte skuldbelägga någon eller delge känslig information skall namn på företag och personer ej delges. Incidenterna i fråga är utredda och avslutade. Alla resultat och slutsatser genom arbetets gång kommer att gå via person med ytterst juridiskt miljöansvar. Det är denna person som är ansvarig vid upptäckt av eventuella överträdelser. Vid eventuell upptäckt av överskridna riktvärden ska tillsynsmyndighet meddelas.

Resultat

Föroreningssituation 2004 och 2007

Bensinutsläpp år 2004

Provtagningarna i mark och grundvatten genomfördes mellan april och september år 2004 i samband med undersökning och sanering av platsen. Provpunkterna är färgkodade beroende på uppmätta halter hos de analyserade parametrarna; blå då samtliga var under detektionsgräns, gul då minst en var över detektionsgräns och röd då minst en överskred riktvärde, se figur 5. Analysresultat för de provpunkter där föroreningar förekom i halter som överskred riktvärden redovisas i tabell 1 och 2. De föroreningar i mark som förekom i högst uppmätta halter var främst BTEX, alifater >C5-C10 och aromater >C8-C10. I grundvatten förekom xylener, alifater >C8-C16 och aromater >C8-C10 i högst halter. Fullständiga analysresultat från provtagningar i mark och grundvatten från år 2004 redovisas i appendix, se tabell a-e.



Figur 5 Föroreningsutbredning efter bensinutsläpp år 2004

Provpunkter i mark och grundvatten som genomfördes i samband med utredning och sanering vid bensinutsläppet år 2004. Punkterna är färgkodade beroende på föroreningsgrad.

Tabell 2 Analysresultat provtagning mark i samband med bensinutsläpp år 2004

Tabellen innefattar analysresultat från de mest förorenade provpunkterna i mark i samband med bensinutsläppet år 2004. De mätvärden som överskrider Energihamnens områdesspecifika riktvärden i mark är markerade i rött, se tabell a-d i appendix för fullständiga analysresultat och riktvärden.

| Halter mg/kg TS Provpunkt/ Provdjup (m) | BTEX | Alifater >C5-C8 | Alifater >C8- C10 | Alifater >C10- C12 | Alifater >C12- C16 | Alifater >C16-35 | Aromater >C8-C10 |
|--|--------|--------------------|-------------------------|--------------------------|--------------------------|---------------------|---------------------|
| MG1 (1-1,5) | 48,25 | 82 | 520 | 560 | 430 | 270 | 1200 |
| MG2 (0,3) | 2736,5 | 840 | 200 | 240 | 120 | 130 | 5900 |
| MG2 (0,9) | 1782 | 380 | 120 | 160 | 98 | 110 | 2300 |
| M2 (0,1) | 663,2 | 68 | 12 | 24 | 15 | 168 | 500 |
| M2 (0,7) | 1311,1 | 320 | 58 | 270 | 520 | 560 | 1700 |
| M3 (0,3) | 332,8 | 37 | 21 | 28 | 72 | 69 | 420 |
| M4 (0,3) | 101 | 200 | 25 | 28 | 22 | 57 | 240 |
| M5 (0,1) | 33 | 14 | 61 | 52 | 52 | 39 | 880 |
| M9 (1,2-1,5) | 253,68 | 12 | <5 | 19 | 6,3 | 330 | 690 |
| M12 (0,35-0,8) | 45,11 | 76 | 160 | 380 | 330 | 210 | 820 |
| M12 (1-1,25) | 159,66 | 48 | 110 | 530 | 630 | 400 | 1300 |
| M14 (1,4-1,5) | <0,3 | 9 | 100 | 340 | 680 | 510 | 400 |
| M15 (1,4-1,5) | 1,81 | <5 | 58 | 240 | 830 | 620 | 310 |

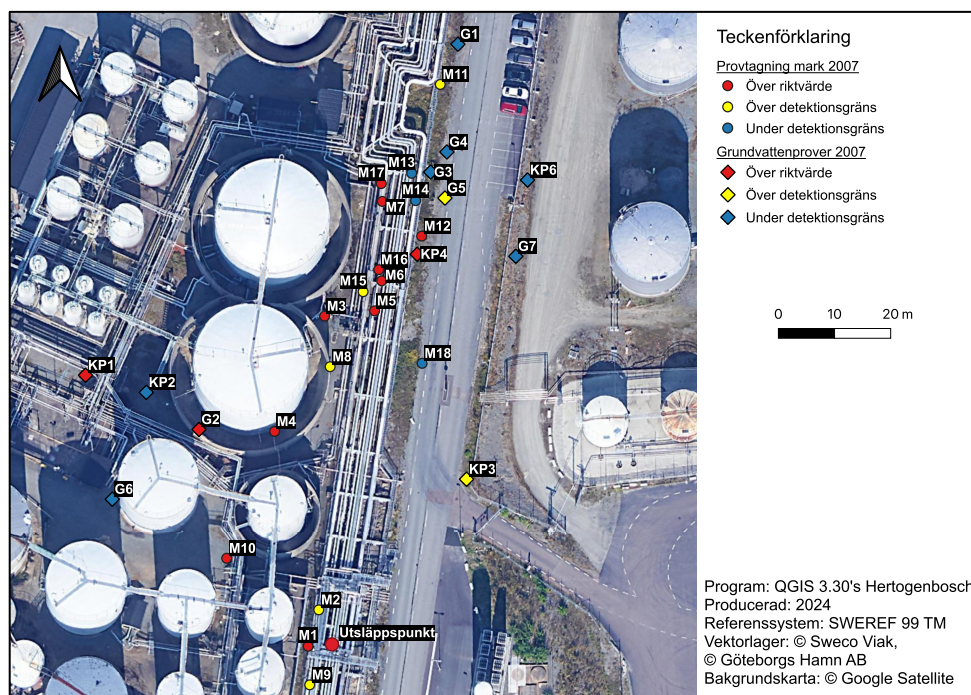
Tabell 3 Analysresultat provtagning grundvatten i samband med bensinutsläpp år 2004

Tabellen innefattar analysresultat från de mest förorenade provpunkterna i grundvatten i samband med bensinutsläppet år 2004. De mätvärden som överskrider SPI:s rekommenderade riktvärden för ytvatten är markerade i rött, se tabell e i appendix för fullständiga analysresultat och riktvärden.

| Parameter mg/l Provpunkt | BTEX | Alifater >C5-C8 | Alifater >C8-C10 | Alifater >C10-12 | Alifater >C12-C16 | Aromater >C8-C10 |
|--------------------------------|-------|--------------------|---------------------|---------------------|----------------------|---------------------|
| MG1/KP4 | 0,026 | 0,043 | 0,12 | 0,33 | 0,86 | 0,2 |
| MG2 | 43,7 | 1,2 | 0,35 | 0,85 | 0,8 | 13 |
| G2 | 25,45 | 0,75 | 0,28 | 0,38 | 0,75 | 10 |
| G10 | 50,6 | 0,21 | 0,033 | <0,1 | <0,1 | 2,9 |

Dieselutsläpp år 2007

Provtagningarna i mark genomfördes mellan maj och juli, och i grundvatten i juni år 2007 i samband med undersökning och sanering av platsen, se figur 6. Provpunkterna är färgkodade beroende på uppmätta halter hos de analyserade parametrarna; blå då samtliga var under detektionsgräns, gul då minst en var över detektionsgräns och röd då minst en överskred riktvärde. Analysresultat för de provpunkter där föroreningar förekom i halter som överskred riktvärden redovisas i tabell 3 och 4. De föroreningar som förekom i högst halter i mark var framför allt alifater i tyngre fraktioner >C10-C35 och BTEX, men även alifater i lättare fraktioner. I grundvatten bestod föroreningarna av BTEX och aromater >C8-C10. Fullständiga analysresultat från provtagningar i mark och grundvatten från 2007 redovisas i appendix, se tabell f-h.



Figur 6 Föroreningsutbredning efter dieselutsläpp år 2007

Provpunkter i mark och grundvatten som genomfördes i samband med utredning och sanering vid dieselutsläppet år 2007. Provpunkterna är färgkodade beroende på föroreningsgraden.

Tabell 4 Högst uppmätta halter i mark i samband med dieslutsläpp år 2007

Tabellen innefattar analysresultat från de mest förorenade provpunkterna i mark i samband med dieslutsläppet år 2007. De mätvärden som överskrider Energihamnens områdesspecifika riktvärden i mark är markerade i rött, se tabell f-g i appendix för fullständiga analysresultat och riktvärden.

| Halter mg/kg TS Provpunkt | BTEX | Alifater >C5-C8 | Alifater >C8-C10 | Alifater >C10-C12 | Alifater >C12-C16 | Aromater >C8-C10 |
|------------------------------|--------|--------------------|---------------------|----------------------|----------------------|---------------------|
| M1 (kontrollprov) | 137,28 | 110 | 35 | 230 | 270 | 180 |
| M3 (ingångsprov) | 5,53 | 130 | 130 | 4000 | 19000 | 5400 |
| M4 (ingångsprov) | 508 | 370 | 880 | 3300 | 1800 | 230 |
| M5 (ingångsprov) | 8,5 | 28 | 150 | 1900 | 9300 | 4000 |
| M6 (ingångsprov) | 237,6 | 790 | 530 | 8400 | 23000 | 7700 |
| M7 (ingångsprov) | 32 | 180 | 94 | 860 | 3500 | 1900 |
| M10 (referensprov) | 445,9 | 230 | 69 | 190 | 97 | 98 |
| M12 (slutprov) | 10,58 | 92 | 95 | 600 | 500 | 430 |
| M16 (slutprov) | 0,37 | <5 | <5 | 110 | 980 | 630 |
| M17 (slutprov) | <0,3 | <5 | <5 | 150 | 1100 | 680 |

Tabell 5 Högst uppmätta halter grundvatten i samband med dieslutsläpp år 2007

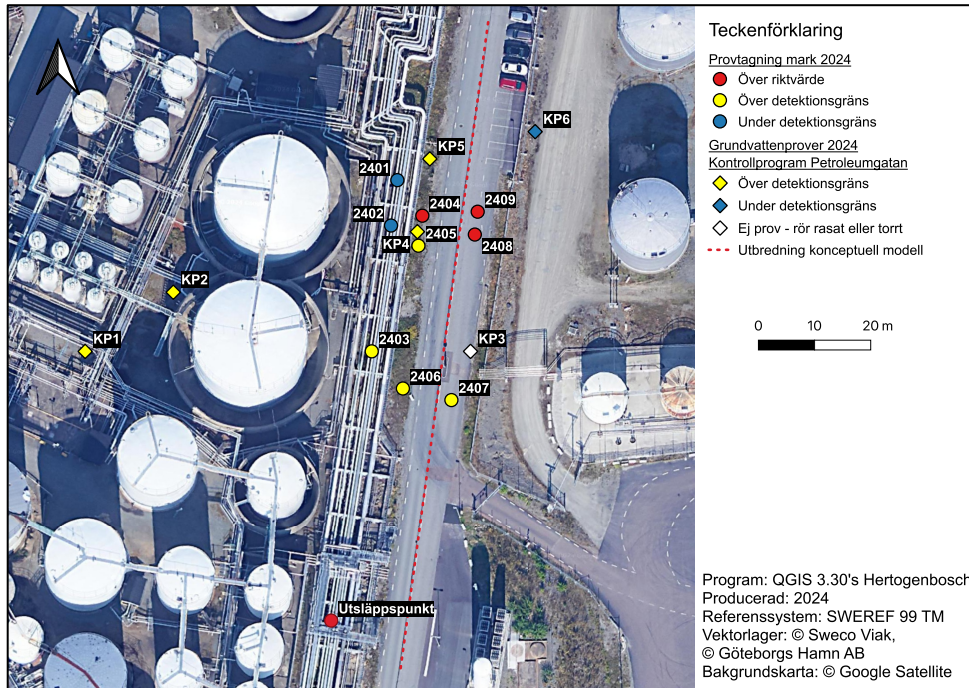
Tabellen innefattar analysresultat från de mest förorenade provpunkterna i grundvatten i samband med dieslutsläppet år 2007. De mätvärden som överskrider SPI:s rekommenderade riktvärden för ytvatten är markerade i rött, se tabell h i appendix för fullständiga analysresultat och riktvärden.

| Parameter mg/l Provpunkt | BTEX | Alifater >C5-C8 | Alifater >C8-C10 | Alifater >C10-12 | Alifater >C12-C16 | Aromater >C8-C10 |
|--------------------------------|---------|--------------------|---------------------|---------------------|----------------------|---------------------|
| KP1 | <0,0001 | 0,083 | 1,4 | 2,1 | 7,2 | 1,5 |
| KP4 | 0,34 | 0,054 | 0,054 | 0,054 | 0,43 | 0,56 |
| G2 | 0,88 | 0,12 | 0,05 | <0,02 | <0,02 | 7,9 |

Föroreningsituation år 2024

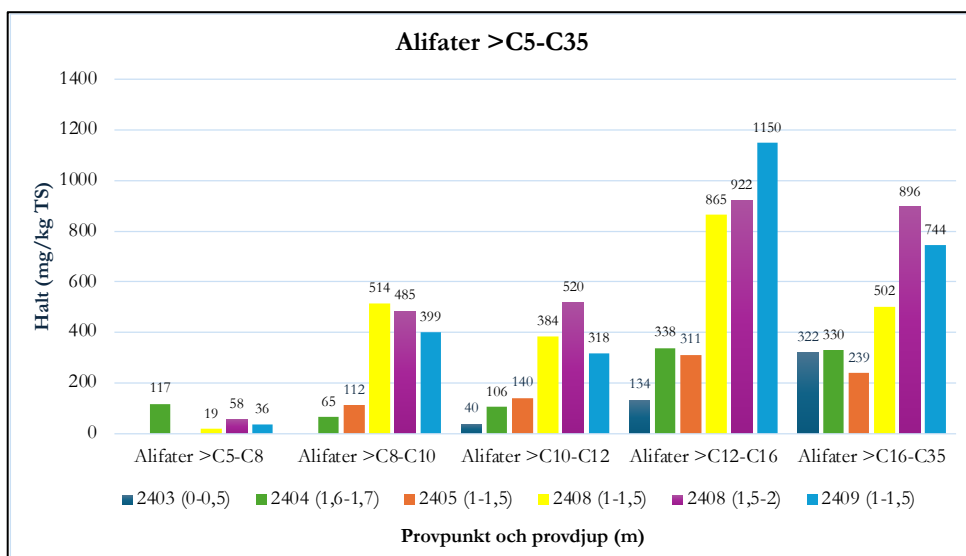
Markprovtagning

Vid markprovtagning 2024-03-07 detekterades föroreningar i sju av nio provpunkter, se figur 7. Provpunkterna är färgkodade beroende på uppmätta halter hos de analyserade parametrarna; blå då samtliga var under detektionsgränsen, gul då minst en var över detektionsgränsen och röd då minst en överskred riktvärdet. Metaller förekom i samtliga mätpunkter dock inte i halter som överskrider riktvärden. Förekomsten av metallerna ingår därför inte i färgkodningen. Uppmätta halter jämfördes mot Energihamnens områdesspecifika riktvärden som erhållits från länsstyrelsen Västra Götalands län. För vissa metaller saknas ett områdesspecifikt riktvärde och då användes i stället Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark för mindre känslig markanvändning. Analysresultaten från provtagningen redovisas i figur 8 och 9 och innehåller de provpunkter (förutom 2406) som är över detektionsnivån för alifater >C5-C35 och aromater >C8-16. Alifater >C16-35 detekterades i 2406 på 0,5–1 m djup med en halt på 20 mg/kg TS som är gränsen för detektion. Aromater >C16-C35 detekterades enbart i 2404 med en halt på 1,1 mg/kg TS och riktvärdet är 170 mg/kg TS. Av BTEX detekterades endast låga halter av etylbensen på 0,069 mg/l i punkt 2409 och riktvärdet är 250 mg/kg TS. PAH:er detekterades i låga halter i 2404, 2406, 2407, 2408 och 2409 och samtliga halter var under riktvärdet på 20 mg/kg TS. Den högsta uppmätta halten fanns i 2409 på 1–1,5 m djup och 8,35 mg/kg TS. Hg detekterades inte i någon provpunkt och Cd detekterades endast i låga halter i 2404. Ba var den metall som detekterades i högsta halter. Den högsta uppmätta halten var 285 mg/kg TS och detekterades i 2401. Riktvärdet för Ba är 300 mg/kg TS. Se appendix tabell j och k för fullständiga analysresultat från markprovtagning.



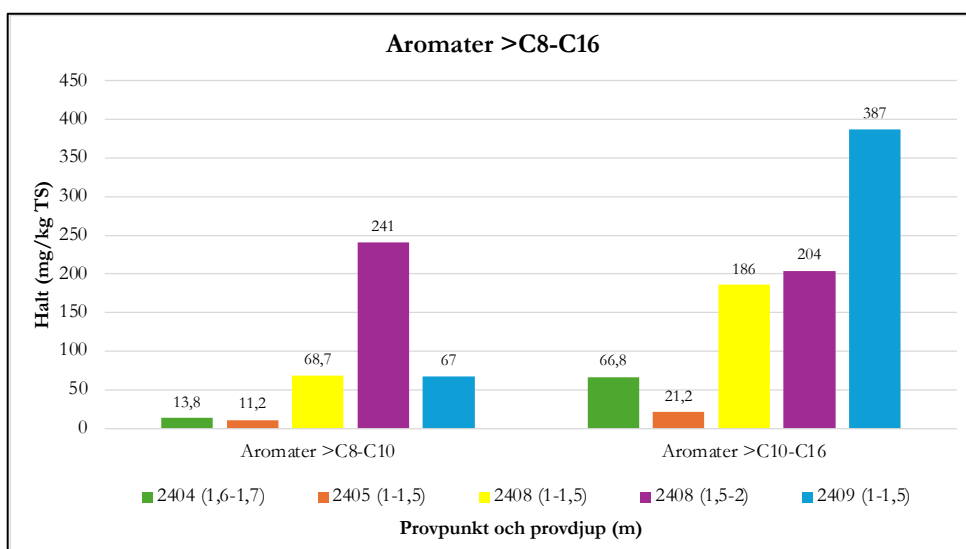
Figur 7 Provtagning mark och grundvatten utsläppsplatsen år 2024

Provpunkter i mark som genomfördes i markundersökning 2024-03-07 och provtagning inom kontrollprogram Petroleumgatan 2024-04-03. Punkterna är färgkodade beroende på föroreningsgraden. KP3 provtogs ej. Streckad linje visar utbredningen för konceptuell modell, se figur 11.



Figur 8 Analysresultat från markprovtagning år 2024 för alifater >C5-35

Analysresultat från de provpunkter i mark där alifater >C5-C35 detekterades. De områdesspecifika riktvärdena för alifater >C5-C8 är 80 mg/kg TS, alifater >C8-C10 är 120 mg/kg TS, alifater >C12-C16 och alifater >C16-C35 är 750 mg/kg TS och alifater >C16-C35 är 1900 mg/kg TS.



Figur 9 Analysresultat från markprovtagning år 2024 för aromater >C8-C16

Analysresultat från de provpunkter i mark där aromater i fraktionerna >C8-C16 detekterades. Det områdesspecifika riktvärdet för aromater >C8-C10 är 250 mg/kg TS och aromater >10-16 är 75 mg/kg TS.

Grundvattenprovtagning

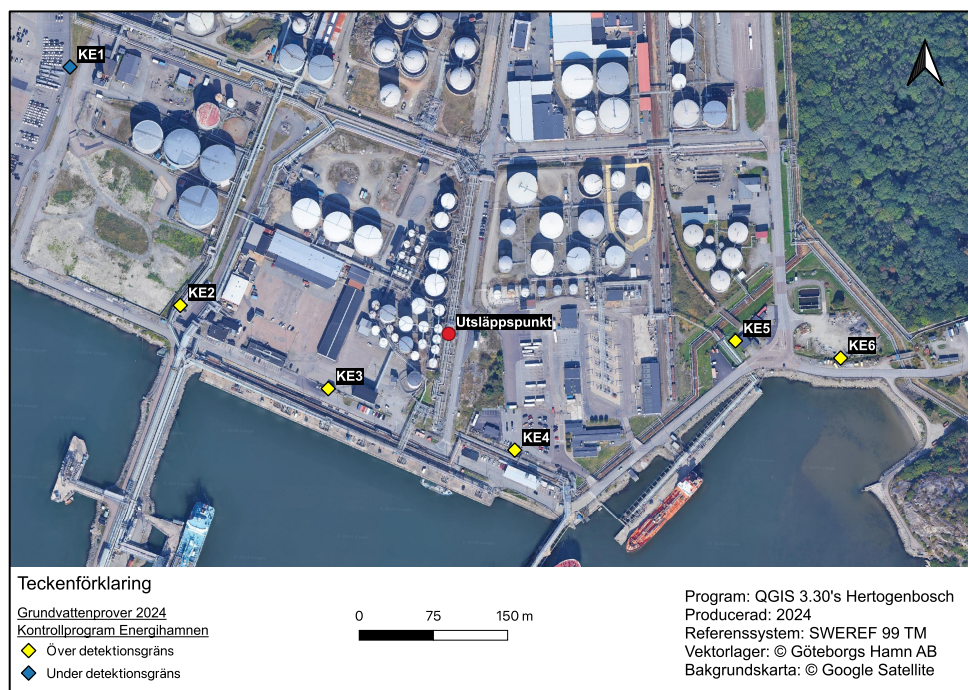
Mätpunkterna är färgkodade beroende på halten de analyserade parametrarna förekom i: blå då samtliga var under detektionsgränsen, gul då minst en var över detektionsgränsen och röd då minst en var över riktvärdet, se figur 7 och 10. Följande del innehåller även en kort redogörelse för mätresultat från tidigare år inom kontrollprogrammen där uppmätta halter har överskridit riktvärden, samt vilka analyserade parametrar som detekterats i störst utsträckning. Analysresultat från grundvattenprovtagning inom kontrollprogrammen Petroleumgatan och Energihamnen från 2024-04-03 finns i appendix, se tabell l och m.

Kontrollprogram Petroleumgatan

Vid mätningen 2024-04-03 detekterades minst en av de analyserade parametrarna i alla mätpunkter förutom KP6, dock utan att några riktvärden överskreds, se figur 7. De parametrar som detekterades var BTEX, alifater >C5-C35 men även mindre mängder aromater >C8-C35. BTEX och aromater detekterades främst i KP4, och det var även där de högsta halterna detekterades följt av KP2 och KP3. MTBE detekterades inte i någon punkt. Provtagning i KP3 kunde ej genomföras då röret troligtvis är rasat, därför finns ingen information om grundvattennivå eller halter i denna punkt. Sedan kontrollprogrammet infördes har riktvärden för parametrarna xylener, alifater >C10-C12 och aromater >C8-C10 överskridits i tre punkter. Riktvärdet för xylener är 0,5 mg/l och överskreds i KP4 år 2004 och 2012. Halterna som uppmättes var 2,1 mg/l respektive 0,89 mg/l. Bensen, toluen och etylbensen har även detekterats i mätpunkt KP4 från 2004 fram till nutid, dock har inga uppmätta halter överskridit riktvärden. Högst uppmätta halter har varit av bensen år 2014 med 0,31 mg/l, som skall jämföras med riktvärdet, 5 mg/l. Halter för alifater >C10-C12 har överskridit riktvärdet på 0,3 mg/l i mätpunkt KP1 år 2007, 2023 och var nära riktvärdet vid en mätning 2020, samt KP2 år 2005 och i KP4 år 2004 och 2007. Halter för aromater >C8-C10 har överskridit riktvärdet på 0,5 mg/l i KP1 år 2007, 2020 och 2023 samt i KP4 år 2004, 2006–2007, 2011, 2014–2015, 2018–2020 och 2022–2023. Andra parametrar har detekterats inom kontrollprogrammet i låga halter.

Kontrollprogram Energihamnen

Vid mätningen 2024-04-03 detekterades minst en av de analyserade parametrarna i alla mätpunkter förutom KE1, men utan att några riktvärden överskreds, se figur 10. De parametrar som detekterades var framför allt alifater >C10-C35 men även mindre mängder aromater >C10-C35. MTBE eller BTEX detekterades inte i någon punkt. Inom kontrollprogrammet har sedan år 2010 enbart riktvärden för alifater >C10-C12 och C16-C35 överskridits vid en mätning år 2023 i punkt KE3. Halterna som uppmättes var 20 mg/l respektive 5,34 mg/l och riktvärdena är 0,3 mg/l och 3 mg/l. I övriga punkter har låga halter av bensen, MTBE, alifater >C10-C35 och aromater >C8-C16 detekterats vid sporadiska tillfällen som varit strax över detektionsgränsen. I KE1 detekterades låga halter alifater och aromater vid två mätningar år 2020. I KE2 detekterades låga halter alifater och aromater åren 2013, 2020, 2022 och 2023. I KE4 detekterades låga halter alifater, aromater och MTBE åren 2020 och 2023. I KE5 detekterades låga halter bensen, alifater och aromater åren 2017, 2020, 2021 och 2023. I KE6 detekterades låga halter av alifater och aromater åren 2016, 2017, 2020 och 2021.

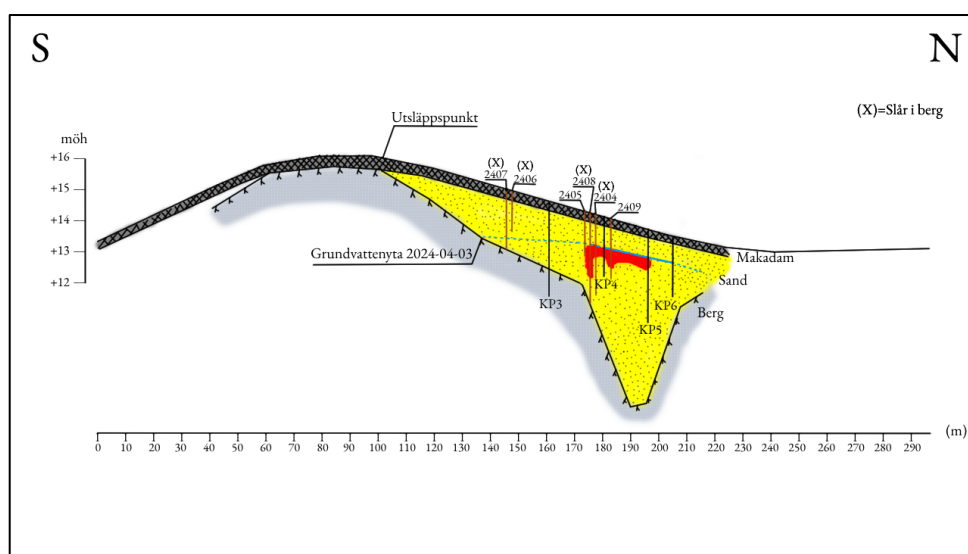


Figur 10 Grundvattenprovtagning kontrollprogram Energihamnen år 2024

Provpunkter i grundvatten som genomfördes 2024-04-03 inom kontrollprogram Energihamnen. Punkterna är färgkodade beroende på föroreningsgraden.

Konceptuell modell

En konceptuell modell över utsläppsplatsen som visualiserar den uppskattade föroreningsutbredningen baserat på resultat från mark-och grundvattenprovtagningar som genomfördes 2024-03-07 och 2024-04-03, se figur 11. Föroreningar detekterades även i 2403, 2406 och 2407 i låga halter. Provpunkt 2403 är ej med i bilden då provet togs på 0,5 m djup och föroreningarna som anträffades där är troligen tillkomna på senare tid. Halterna som detekterades i 2406 och 2407 var så pass låga att de valdes att inte presenteras i modellen.



Figur 7 Konceptuell modell föroreningsutbredning år 2024

Grundvattennivån har enbart kunnat mätas i KP4, KP5 och KP6. Nivån är uppskattad utanför dessa punkter och är därför streckad. De mätpunkter i mark som slog i berg är märkta med (X). Det röda området är den uppskattade föroreningsutbredningen.

Möjliga saneringsåtgärder

Inom detta projekt valdes tre olika saneringsmetoder att diskuteras utifrån den aktuella platsen och föroreningsituationen, se tabell 6. Fytoremediering är en miljövänlig och kostnadseffektiv metod och valdes därför att diskuteras inom projektet. Metoden bioremediering valdes då det var den metod som förekom flest gånger inom litteratursökningen. Kemisk oxidation var den tredje metoden som valdes att diskuteras inom projektet, då den är användbar för alla typer av petroleumföroreningar.

Tabell 6 Möjliga saneringsmetoder

Saneringsmetoder som identifierats och diskuteras inom detta projekt.

| Saneringsmetod | Artikelträffar litteraturoversikt | Process |
|------------------|---|---|
| Fytoremediering | Valujeva m.fl., (2018) | Nedbrytning eller stabilisering av föroreningar med hjälp av växter (Hogland m.fl., 2020; Valujeva m.fl., 2018). |
| Bioremediering | Abiriga m.fl., 2021 Liu m.fl., (2024) Romantschuk m.fl., (2023) | Stimulering av naturliga nedbrytningsprocesser genom tillsättning av näring eller bakterier (Abiriga m.fl., 2021; Abena m.fl., 2019; Liu m.fl., 2024; Romantschuk m.fl., 2023). |
| Kemisk oxidation | Talvenmäki m.fl., (2019) | Kemisk nedbrytning av föroreningar genom tillsats av oxidationsmedel (Satilmis & Schrader, 2022; Talvenmäki m.fl., 2019). |

Beskrivning av metoderna

Fytoremediering

Fytoremediering är en saneringsmetod som nyttjar växters naturliga förmåga att bryta ner organiska föroreningar och fixera giftiga metaller, och som kan användas för både mark och grundvatten (Hogland m.fl., 2020; Valujeva m.fl., 2018). Metoden anses kunna vara ett mer kostnadseffektivt och miljövänligt alternativ jämfört med mer konventionella metoder (Chang & Hogland, 2022; Hogland m.fl., 2020; Tang & Angela, 2019; Valujeva m.fl., 2018). Det finns flera lyckade pilotstudier i Sverige, Polen och Litauen där fytoremediering har använts för att sanera jord och grundvatten från både petroleumföroreningar och tungmetaller (Hogland m.fl., 2020). Det finns flera olika arter som lämpliga för fytoremediering i Sverige, som bland annat olika typer av popplar och salix (Chang & Hogland, 2022; Hogland m.fl., 2020; Valujeva m.fl., 2018).

Bioremediering

Begreppet bioremediering syftar till saneringsmetoder som går ut på att avhjälpa föroreningar med hjälp av de naturliga nedbrytningsprocesserna (Abena m.fl., 2019). Dessa processer sker av sig själv men kan också skyndas på genom att till exempel tillsätta näring eller bakterier som har förmågan att bryta ner den aktuella föroreningen (Abena m.fl., 2019). Dessa metoder kallas för biostimulering (näring) (Lee m.fl., 2019) respektive bioaugmentation (bakterier) (Abena m.fl., 2019). Mikroorganismers förmåga att bryta ner petroleumföroreningar är brett erkänt av forskning (Liu m.fl., 2019; Liu m.fl., 2024; Romantschuk m.fl., 2023). Metoden är lämpad för skandinaviskt klimat (Liu m.fl., 2024) och går att använda för både mark och grundvatten (Liu m.fl., 2019; Liu m.fl., 2024). Metoden kan appliceras in under grundvattenytan via genom injektionsbrunnar (Lee m.fl., 2019).

Kemisk oxidation

En mer konventionell metod som kan används vid sanering av oljekolväten är kemisk oxidation (Talvenmäki m.fl., 2019). Metoden innebär att ett oxidationsmedel tillsätts via injektionsbrunnar ner i marken under grundvattenytan (Satilmis & Schrader, 2022). Oxidationsmedlet verkar på ämnen lösta i grundvatten, men genom att tillsätta ytaktiva ämnen kan föroreningar som är bundna till jord bli lösta i vattnet och tillgängliga för oxidation (Satilmis & Schrader, 2022). Fenton-metoden är en beprövad och vanligt förekommande saneringsmetod i Sverige som går ut på att väteperoxid reagerar med en katalysator (ofta järn) i en redoxreaktion (Talvenmäki m.fl., 2019; Walling m.fl., 2021). Reaktioner bildar radikaler med en hög oxidationspotential som kan bryta ner organiska ämnen till koldioxid och vatten (Walling m.fl., 2021).

Diskussion

De övergripande resultaten visar att det finns bekräftade petroleumföroreningar i mark och grundvatten på det undersökta området. Föroreningarna förekommer i betydligt lägre halter än de gjorde i undersökningarna från åren 2004 och 2007. Tre alternativa saneringsmetoder till schaktning har identifierats: fyto Remediering, bioremediering och kemisk oxidation.

Följande diskussion kommer att besvara projektets frågeställningar och är uppdelad med frågeställningarna som rubriker.

1. Hur är den spatiala utbredningen av föroreningar i mark och grundvatten på det undersökta området?

Under markundersökningen som genomfördes år 2024 kunde petroleumföroreningar konstateras i sju av nio provpunkter (2403, 2404, 2405, 2406, 2407, 2408, 2409). I tre av dessa punkter (2404, 2408, 2409) överskred minst en av de analyserade parametrarna riktvärden, se figur 7, 8 och 9. De konstaterade föroreningarna är framför allt koncentrerade i norra delen av det undersökta området, se figur 7, och på ca 1–2 m djup, se figur 11. Enligt markundersökningen som genomfördes år 2004 hittades höga halter av föroreningar i ytligare marklager, i vissa fall redan på 0,1–0,3 m djup, se tabell 1. Det finns dock ingen information om provdjup för markundersökningarna som genomfördes år 2007, se tabell 2. På grund av markens lutning och geologiska egenskaper vid utsläppsplatsen har troligen föroreningarna hamnat under den asfalterade vägen, vilket överensstämmer med resultaten från markprovtagningen och riktningen för grundvattenflödet, se figur 3. Marken kring utsläppsplatsen består framför allt av berg i dagen, sand och fyllnadsmaterial. Utsläppspunkten är belägen på en höjd och slutsatsen från Sweco Viak (2004) och Sweco Viak (2007) var att produkterna från de båda incidenterna spreds i nordlig riktning från utsläppspunkten där produkterna kunnat infiltrera sandlagret. Bensin och diesel tillhör en grupp ämnen som kallas LNAPL (Light Non-Aqueous Phase Liquids) som är ett omfattande miljöproblem (Alazaiza m.fl., 2021; Mineo, 2023). Ämnenas utmärkande egenskaper är att de har lägre densitet än och har låg blandbarhet med vatten (Alazaiza m.fl., 2021; Fitts, 2024). LNAPL har förmågan att fördela sig i vatten, luft och i fri fas i marken. Detta gör ämnenas spridning väldigt svår att förutsäga då de

fördelar sig i olika medium och rör sig i komplexa mönster (Fitts, 2024; Tomlinson m.fl., 2017). Vid ett spill vandrar LNAPL ofta ner i marken med minsta motståndets väg (Alazaiza m.fl., 2021), vilket styrker teorin från Sweco Viak (2004) och Sweco Viak (2007) att föroreningarna infiltrerat sandlagren samt överensstämmer med resultaten från markundersökningen 2024.

På vägen kan droppar fastna i markens porsystem som delvis fördelar sig som gas (Fitts, 2024). När föroreningen når den mättade zonen ackumuleras den ofta där på grund av kapillärtrycket (Alazaiza m.fl., 2021; Tomlinson m.fl., 2017; Zuo m.fl., 2021) och flyter ovanpå som en pöl. Vid tillräckligt stort spill kan LNAPL penetrera den mättade zonen och nå grundvattenytan (Alazaiza m.fl., 2021; Fitts, 2024). Längden på kolkedjan har stor betydelse för ämnenas egenskaper (Fitts, 2024; SPI 2010). Ett kolväte med kort kedja kallas lätta, medan de med längre kedja kallas tunga. Desto lättare ett kolväte är desto mer vattenlösligt är det och kan enklare tas upp av mikroorganismer (SPI, 2010). De lättare kolvätena sprider sig därför i regel längre än de tyngre, medan de tyngre kolvätena absorberas på jordpartiklar i högre grad än de lätta (Boumaiza m.fl., 2022; SPI, 2010). Eftersom främst tyngre kolväten hittades i marklagren vid markundersökningen 2024 överensstämmer resultaten med Boumaiza m.fl., (2022) och SPI (2010). Föroreningarna återfanns framför allt vid gränsen för grundvattenytan, vilket således överensstämmer med hur LNAPL rör sig och fördelar sig i mark och grundvatten (Alazaiza m.fl., 2021; Fitts, 2024; Tomlinson m.fl., 2017; Zuo m.fl., 2021). Jämfört med markproverna så är det större andel lättare fraktioner av kolväten som detekterats i grundvatten, vilket också överensstämmer med Boumaiza m.fl., (2022) och SPI (2010).

Petroleumföroreningar detekterades i alla grundvattenrör förutom KP6 inom kontrollprogram Petroleumgatan vid provtagningen år 2024, dock i halter under riktvärden. Föroreningar har detekterats inom kontrollprogrammet sedan det första utsläppet av bensin år 2004, och över tid har höga halter som överskridit riktvärden detekterats gällande alifater >C10-C12 i provpunkt KP1 (år 2007 och 2023), KP2 (år 2005) och KP4 (år 2004 och 2007) samt aromater >C8-C10 i provpunkt KP1 (år 2007, 2020 och 2023) och KP4 (år 2004, 2006–2007, 2011, 2014–2015, 2018–2020, 2022–2023). Detta tyder på att utsläppet var tillräckligt stort för att penetrera den mättade zonen och nå grundvattenytan (Alazaiza m.fl., 2021; Fitts, 2024). Den omättade zonen i marken fungerar som en barriär mellan markföroreningar och grundvattenytan (An m.fl., 2024). Hög nederbörd kan orsaka ökad fluktuation i grundvattennivåer vilket kan leda till en förändring i vatteninnehållet i den omättade zonen (Alazaiza m.fl., 2021). Detta kan i sin tur leda till en förändring i beteendet hos petroleumföroreningar, då vattnet kan förflytta och omfördela föroreningarna (Alazaiza m.fl., 2021; An m.fl., 2024; Boumaiza m.fl., 2022). I en studie av An m.fl. (2024) konkluderades att detta fenomen är mest framstående när den omättade zonen är av sand och att det således är i sådana miljöer som petroleumföroreningar löper störst risk att nå och kontaminera grundvatten. Eftersom marken kring utsläppsplatsen till största del består av sand är det troligt att det skett en stor spridning till grundvatten, vilket också bekräftas av

analysresultaten från grundvattenprovtagningar inom kontrollprogram Petroleumgatan. Inom kontrollprogrammet har en stor variation detekterats i uppmätta halter, både mellan år och mellan mätningar inom samma år, vilket skulle kunna bero på det fenomen som beskrivs av An m.fl., (2024), att föroreningarna har förflyttats och omfördelats till följd av en fluktuerande grundvattennivå. Högst halter har detekterats i KP1, KP2 och KP4. En hög fluktuation i grundvattennivåer kan försvåra arbetet med att riskbedöma petroleumföroreningar enligt An m.fl. (2024). Vid högre grundvattennivåer kan det ökade trycket få föroreningarna att stiga, men vid lägre nivåer hindras den vertikala migrationen och möjlighet för lateral migration ökar i stället (Alazaiza m.fl., 2021; An m.fl., 2024).

Inom kontrollprogram Energihamnen har oljeföroreningar detekterats i påtagligt lägre halter jämfört med kontrollprogram Petroleumgatan. Med tanke på att föroreningarna kan sprida sig via grundvatten (Boumaiza m.fl., 2022; Cai m.fl., 2019; SPI, 2010) är det teoretiskt möjligt att föroreningar från utsläppsplatsen har kunnat sprida sig till KE3 och KE4 då dessa punkter ligger så pass nära och nedströms mot Göta älv, se figur 10. Det är mindre troligt att uppmätta halter av kolväten vid de andra mätpunkterna har blivit påverkade av utsläppen åren 2004 och 2007 på grund av avståndet från utsläppsplatsen. Föroreningar har detekterats i KE3 i låga halter framför allt från år 2020 och framåt. De högsta halterna har detekterats i KE3 vid en mätning år 2023 i mycket höga halter för att sedan återgå till lägre nivåer vid nästa mätning. I KE4 har föroreningar detekterats sporadiskt i mycket små halter från år 2020. Varför föroreningar detekterats i dessa punkter först från år 2020 beror troligtvis på att detektionsnivån har sjunkit och lägre nivåer kunnat detekteras tack vare känsligare analysinstrument och ökad kunskap om hur dessa ämnen ska undersökas (Wise m.fl., 2023). Det är därför möjligt att uppmätta halter i dessa punkter kan bero på utsläppen som inträffade åren 2004 eller 2007, men det finns ingen påvisad påtaglig spridning. De höga halterna som detekterades i KE3 år 2023 beror sannolikt på någon annan händelse, då det hände plötsligt och inte stämmer överens med de mönster som observerats under tidigare år.

Grundvattennivåer är dock inte det enda som styr i vilken hastighet föroreningarna sprids. Det är flera faktorer som styr den laterala migrationen av LNAPL vid ett spill, bland annat mängden nederbörd och markens struktur (Alazaiza m.fl., 2021; Waqar., 2024). Infiltrationen gynnas av en ökad nederbörd men en ökad nederbörd kan även leda till ökad ytavrinning (Waqar, 2024). En ökad ytavrinning samt mark med högre permeabilitet kan leda till högre lateral spridning av LNAPL (Waqar, 2024). Då det finns mycket berg i dagen kring utsläppsplatsen med låg permeabilitet som kan ge hög ytavrinning, tillsammans med marklager av sand med hög permeabilitet har denna kombination troligtvis lett till en relativt stor lateral spridning av föroreningar (Waqar, 2024). Zuo m.fl., (2021) visade i en studie att den vertikala spridningen av diesel i sand beror mycket på sandens kornstorlek. När produkten når ett sandlager med finare sand begränsas den vertikala spridningen och gynnar i stället lateral spridning. En ansamling av produkt i gränssytan mellan två lager kan därför antas

(Zuo m.fl., 2021). Den laterala spridningen kan dock samtidigt ha blivit stoppad av platsens geologiska förutsättningar då berg har låg permeabilitet (Tomlinson m.fl., 2017). Från den geologiska profilen som togs fram i samband med det första utsläppet av bensin år 2004, kan man se hur utsläppsplatsen är formad som en dal, se figur 4. Under marken finns en djup sandficka omgiven av berg, vilket tyder på att föroreningarna kan ha ansamlats där. Då inga föroreningar detekterades i KP6 kan föroreningen begränsas till KP5, se figur 11. Dock kunde provtagning ej utföras i KP3 och det finns därför ingen information om förekomsten av eventuella föroreningar där. Inga föroreningar detekterades i detta rör åren 2023 eller 2022, och det är därför troligt att förorenarnas utbredning inte nått till denna punkt. Föroreningar detekterades i grundvattenrören KP1 och KP2 som ligger väster ut från resten av provtagningsspunkterna. Markprover har inte varit möjliga att utföras inom detta område och det är därför inte möjligt att spekulera i detalj hur föroreningsutbredningen ser ut där. Men på grund av att föroreningar detekterats i KP1 och KP2, både 2024 och längre tillbaka i tiden i betydligt högre halter, tyder det på att föroreningar bör finnas även i marklagren nordväst från utsläppspunkten. Detta styrks av slutsatserna från Sweco Viak (2004) och Sweco Viak (2007) beträffande föroreningsutbredning från åren 2004 och 2007, se figur 5 och 6, och den uppskattade flödesriktningen för grundvatten kring utsläppsplatsen.

2. Hur har föroreningarnas halter förändrats över tid i mark och grundvatten mellan utsläppstillfället år 2004 och 2024?

Petroleumföroreningar är organiska ämnen som genomgår naturliga nedbrytningsprocesser som volatilisering, upplösning och biologisk nedbrytning (An m.fl., 2024; Kleindienst & Joye, 2019). I en fyra år lång studie av Lv m.fl., (2018) beräknades hastigheten för den naturliga nedbrytningen vara 0,0015% per dygn, och i slutet av studien hade petroleumföroreningarna minskat med 60%. Markundersökningen som genomfördes år 2024 visar på att föroreningarna i mark består framför allt av alifater i fraktionerna >C8-C16 och aromater >C10-C16. I provpunkt 2404 påträffades dock lättare alifater i fraktionen >C5-C8. Kolväten i tyngre fraktioner (C10-C17) tyder på dieselföroreningar medan kolväten av lättare fraktioner (C5-C12) tyder på bensin (SPI, 2010). Då framför allt tyngre fraktioner hittades tyder det på att föroreningarna till största del kommer från dieselutsläppet, men att höga halter av lättare kolväten också visar på att det kan finnas bensinföroreningar kvar i marklagren. BTEX detekterades endast i mycket låg halt i en provpunkt i mark, vilket troligtvis beror på att dessa ämnen är volatila och vattenlösliga och därför inte stannar kvar i mark i någon större utsträckning (Arab,

2021; Lăcătușu m.fl., 2021; Sauer & Costa, 2003). Enligt en studie av Lăcătușu m.fl., (2021) beror retentionen av petroleumkolväten i mark på markens struktur och ledande egenskaper som porositet, vattenmättnad och temperatur. Petroleumkolväten försvinner fortare i porösare och mer permeabla marktyper. Det beror på att kontakten med luft bidrar till högre volatilisering och nedbrytning av bakterier och svampar (Lăcătușu m.fl., 2021). Men även tillgången till näring påverkar den mikrobiella nedbrytningen (Châineau m.fl., 2005).

Provtagningspunkterna där högst halter detekterades överensstämmer med de högst uppmätta halterna efter bensinspillet år 2004. Färre provtagningar i mark gjordes i samband med dieselspillet år 2007, men slutsatsen från Sweco Viak (2004) och Sweco Viak (2007) var att en mindre mängd bensin och diesel blev kvar i marklagren som skulle kunna orsaka förhöjda halter av kolväten i grundvattnet över tid. Föroreningarna som anträffades i mark och grundvatten i samband med utsläppen var framför allt BTEX, alifater >C5-C16 och aromater >C8-C10 vid bensinutsläppet 2004, samt BTEX, alifater >C5-C35 och aromater >C8-C10 vid dieselutsläppet 2007. Analysresultaten från grundvattenprovtagningar inom kontrollprogram Petroleumgatan synliggör att majoriteten av de analyserade parametrarna är förhöjda kring åren 2004 och 2007, vilket överensstämmer med inträffandet av de båda utsläppen. Efter år 2007 sker en generell minskning i uppmätta halter av samtliga analyserade parametrar, med sporadiska förhöjda halter framför allt i provpunkt KP1 och KP4. Det finns inga tillgängliga mätdata för kontrollprogram Energihamnen före år 2010 och det går därför inte att veta ifall samma mönster var synligt under åren 2004 och 2007. Enligt den mätdata som finns tillgänglig inom kontrollprogram Energihamnen visar analysresultaten på att halterna hos de detekterade föroreningarna är påtagligt lägre och med mindre variation mellan mätningar och år.

Då spillen inträffade för ca 20 år sedan har viss naturlig nedbrytning troligtvis skett och det är svårt att utifrån analysresultaten tolka vilken produkt som föroreningen initialt härrör från (Sauer & Costa, 2003; SPI, 2010). De lättare kolvätena kan ha brutits ner, dunstat bort eller spolats bort då dessa är mer vattenlösliga än de tyngre (Arab, 2021; Frollini m.fl., 2019; Lăcătușu m.fl., 2021; SPI, 2010). Föroreningarna diffunderar i jordmatrixen och löser sig delvis i grundvatten (Tomlinson m.fl., 2017). På så vis blir koncentrationerna över tid lägre på grund av en utspädningseffekt (Ortmann m.fl., 2024). Då tyngre kolväten stannar kvar på jordpartiklar i högre utsträckning är det inte oväntat att det är framför allt dessa fraktioner som påträffats i mark. Även om föroreningarnas halter i mark och grundvatten är generellt lägre idag förekommer dessa fortfarande i höga halter i vissa punkter, som då kan vara skadliga för omgivningen (Klerks m.fl., 2004; Landrum m.fl., 2012; Neff & Gunster, 2002). Enligt An m.fl., (2024) och kan en ökad fluktuation i grundvattennivåer leda till en hämning av de naturliga nedbrytningsprocesserna. Då mätning av grundvattennivån inte ingår i kontrollprogrammen, så finns ingen årlig information om fluktuationen tillgänglig. Men genom att jämföra hur grundvattennivån varierat mellan hösten år 2004 och våren år 2024 kan stora

nivåskillnader observeras, jämför figur 4 och 11. En teori om varför så höga halter av föroreningar fortfarande finns kvar kan då vara att de naturliga nedbrytningsprocesserna har blivit hämmade på grund av stora fluktuationer i grundvattennivåer kring utsläppsplatsen. En studie av Zuo m.fl., (2021) bekräftar påståendet av An m.fl., (2024) om att en fluktuerande grundvattennivå kan hämma den naturliga nedbrytningen av kolväten. Enligt Zuo m.fl., (2021) beror den naturliga nedbrytningen hos diesel på markens egenskaper och vattenmättad. Den naturliga nedbrytningen sker fortare i mark med jämn vattenmättad och stor fluktuation i vatteninnehåll kan i stället hämma nedbrytningen (Zuo m.fl., 2021). Då även nedbrytningsprocesserna kan hämmas av låg tillgång till syre (Lăcătușu m.fl., 2021) kan det faktumet att föroreningarna befinner sig under asfalten ha orsakat att de naturliga nedbrytningsprocesserna delvis hämmas. Léandre m.fl., (2023) beskriver andra faktorer som salinitet, temperatur och klimat som påverkar den naturliga nedbrytningen av petroleumföroreningar vid kustområden.

Alla analyserade metaller förutom Hg detekterades i någon provpunkt. Cd detekterades enbart i 2406 och 2407. Ingen av de analyserade metallerna överskred riktvärdet, dock nära gränsen för Ba i punkt 2401 och högt även i 2402. I övrigt var halterna för metaller relativt låga. Barium förekommer naturligt i berggrunden framför allt i fältspat och glimrar (SGU, 2023). Antropogena orsaker till höga halter barium kan bero på förbränning av fossila bränslen (Gad, 2014). Barium kan ha toxiska effekter hos människor på bland annat muskler och hjärta (Copeland m.fl., 2023; Gad, 2014), men också negativa ekotoxikologiska effekter (Wang & Wang, 2008). De högre halterna av barium återfanns i de ytligare proverna lokaliserade där berggrunden ligger närmare markytan. Under hela Energihamnen består berggrunden av granodiorit vars mineralsammansättning består av kvarts, fältspat och glimmer (SGU, 2023), vilket med största sannolikhet är orsaken till de höga halterna. Förekomsten av metaller runt utsläppsplatsen skulle därför kunna bedömas som normal och inte i behov av åtgärd. Gällande petroleumföroreningar visar resultaten från provtagningarna år 2024 att föroreningarna kring utsläppsplatsen är generellt lägre idag jämfört med åren 2004 och 2007, även om vissa riktvärden fortfarande överskrids gällande alifater >C5-C35 och aromater >C8-C16. I markprovtagningen i framför allt provpunkterna 2408 och 2409 hittades höga halter av alifater i fraktionerna >C8-C10 och >C12-C16 samt aromater >C10-C16 som är i nivå med halter som uppmättes i samband med bensinspillat 2004. De högsta uppmätta halterna i mark år 2024 hittades på 1–2 m djup, medan vid markundersökningarna år 2004 fanns de högsta halterna i betydligt ytligare marklager 0,1–1,5 m, se tabell 1. Varför de högsta halterna detekterats på större djup 2024 jämfört med 2004 och 2007 beror förmodligen på att föroreningarna har kunnat spridas lateralt över tid (Alazaiza m.fl., 2021; Tomlinson m.fl., 2017).

3. Vilka saneringsåtgärder är lämpliga för den befintliga föroreningsituationen?

Fytoremediering

Arten poppel har identifierats som lämplig för sanering av oljeföroreningar i en sju år lång studie av Lopez-Echartea m.fl., (2020). I studien användes popplar för att sanera oljeförorenad mark efter en tankbilsolycka. Den initiala totalhalten av petroleumkolväten var 7300 mg/kg förorenad jord och efter ett år hade jorden med fytoremediering sjunkit till 3450 mg/kg, vilket innebär en minskning på 53%. Samtidigt hade halten kolväten i kontrolljorden minskat med 43%. Slutsatsen från studien var att popplar kan användas för att sanera petroleumföroreningar i boreala klimat och att fytoremediering kan vara ett hållbart saneringsalternativ av petroleum (Lopez-Echartea m.fl., 2020; Valjueva m.fl., 2018). Dock kunde vissa begränsningar med metoden i nordiska klimat identifieras så som kort växtsäsong, låga temperaturer och växlande nederbörd (Lopez-Echartea m.fl., 2020). Hogland m.fl., (2020) instämmer med Lopez-Echartea m.fl., (2020) om att metoden är begränsad av yttre faktorer som klimat. Enligt Valjueva m.fl., (2018) kan fytoremediering vara en effektiv metod för att avlägsna petroleumföroreningar ur både mark och grundvatten, men att metodens effektivitet beror av föroreningarnas koncentration och storleken på det förorenade området. Hur kostnadseffektiv metoden sen också är beror på hur mycket underhåll som krävs (Valjueva m.fl., 2018). Hur växterna trivs och växer beror också på andra lokala förhållanden som tillgång till näring (Hogland m.fl., 2020). Fytoremediering kan därför bli en tid- och resurskrävande metod där underhåll krävs och lång tid för tillväxt (Hogland m.fl., 2020; Valjueva m.fl., 2018). En annan begränsning för fytoremediering kan vara djupet som föroreningarna befinner sig på. I en fyra år lång studie i Finland av Salam m.fl., (2020) utvärderades förmågan hos flera arter av europeisk asp och asp-hybrider att extrahera PAH och totala mängden petroleumkolväten ur jord. Resultaten visade att dessa arter har kapacitet att användas för fytoremediering i borealt klimat och att djupet där den högsta borttagningen av petroleumkolväten var på 5–10 cm (Salam m.fl., 2020).

Det finns således flera studier och bekräftade försök där fytoremediering lyfts fram som en framgångsrik metod att avlägsna petroleumföroreningar ur både mark och grundvatten, men att det finns vissa begränsningar. Fytoremediering är starkt begränsad till lokala förhållanden och är mest effektiv för ytliga föroreningar i mark. Eftersom föroreningarna på Energihamnen förekommer på 1–2 m djup är det därför osäkert om metoden skulle vara effektiv där. Den förorenade platsen består framför allt av hårdgjorda ytor och fyllnadsmaterial. Det är därför osäkert om det finns tillgängliga ytor där plantering av exempelvis poppel skulle kunna ske. Metoden är även relativt långsam, och inte mycket mer tidseffektiv jämfört med endast naturlig

nedbrytning (Lopez-Echartea m.fl., 2020). Enligt Lopez-Echartea m.fl., (2020) hade petroleumföroreningarna brutits ner helt efter försöksperiodens slut på sju år utan fyto Remediering. På det undersökta området finns föroreningar kvar trots att ca 20 år passerat, vilket troligtvis beror på att de naturliga nedbrytningsprocesserna hämmats och att markförhållandena inte är de mest optimala för nedbrytande växter och mikroorganismer. I en studie av Hussain m.fl., (2022) beskrivs nedbrytningen av petroleumkolväten i åldrade näringsfattiga jordar som långsam, men att nedbrytningen kan stimuleras med hjälp av fyto Remediering. Metoden kan också komma att bli ganska dyr då en del underhåll krävs (Valjueva m.fl., 2018). Då fyto Remediering kan stimulera den naturliga nedbrytningen finns en eventuell fördel med metoden på platsen, och om de aktuella halterna petroleumkolväten halverades på en ettårsperiod skulle inom ett par år samtliga halter vara under riktvärden. Dessutom tyder provtagningarna på att utbredningen för det förorenade området är relativt begränsat, och koncentrationerna relativt låga, vilket kan höja metodens effektivitet (Valjueva m.fl., 2018).

Bioremediering

Huvudfördelen med denna saneringsmetod, gentemot mer konventionella metoder, är att den är kostnadseffektiv och kräver mindre underhåll (Abiriga m.fl., 2021; Maric & Nikic, 2018). Fördelarna finns så länge det går att säkerställa att föroreningarna inte utgör någon risk för omgivningen under tiden som föroreningarna bryts ner (Maric & Nikic, 2018). I en studie av Abena m.fl., (2019) konkluderades att den biologiska nedbrytningen kunde stimuleras markant med hjälp av tillförsel av mikroorganismer. Resultaten visade att petroleumkolväten kunde avlägsnas i jord med ca 25% på 40 dagar med en minskad totalhalt från 236,5 mg/kg TS till 176,5 mg/kg TS. En annan studie av Lee m.fl., (2019) visade på en effektiv minskning av petroleumföroreningar i grundvatten genom biostimulering. I studien tillsattes en blandning av melass, sojabönlja och tensider i grundvatten via injektionsbrunnar vid en nedlagd petrokemisk anläggning som var förorenad av petroleum (Lee m.fl., 2019). Resultaten visade att metoden minskade förekomsten av bensen i grundvatten med 91,3% och slutsatsen var att metoden kan minska risken för att föroreningarna ska spridas nedströms (Lee m.fl., 2019). I en studie av Li m.fl., (2021) kunde det konstateras av metoderna biostimulering och bioaugmentation också kan kombineras för att effektivt avlägsna BTEX ur jord. Studien visade en minskning på 97,7% av bensen, 98,3% av toluen, 91,2% av etylbensen och ca 30 % av xylener under optimala förhållanden. I en studie av Liu m.fl., (2019) kunde den biologiska nedbrytningen av dieselföroreningar i mark stimuleras genom tillsats av kött-och benmjöl. Resultatet visade att den här nedbrytningen var 2% mer effektiv jämfört om den naturliga nerbrytningen fick ske utan påverkan (Liu m.fl., 2019). I en 18 år lång studie av Schneider m.fl., (2024) övervakades långtidseffekten av naturlig nerbrytning och biostimulering av petroleum

i grundvatten. Studien kunde konkludera att både naturlig nedbrytning och biostimulering resulterade i halter acceptabla enligt lokala miljöregleringar för BTEX. Halveringstiden för naturlig nerbrytning var 1,75 år medan halveringstiden med biostimulering med nitrat var 0,96 år, men bensen var helt avlägsnat fem år tidigare med naturlig nedbrytning än med biostimulering. Nedbrytningen vid utsläppskällan var mycket långsammare än i grundvattenplymen, vilket visar på att saneringsåtgärder är viktiga vid utsläppskällan (Schneider m.fl., 2024).

Bioremediering anses vara en effektiv saneringsmetod till petroleum som kan användas både för jord och grundvatten (Abena m.fl., 2019; Lee m.fl., 2019; Li m.fl., 2021; Liu m.fl., 2019; Romantschuk m.fl., 2023; Schneider m.fl., 2024) och kan vara ett kostnadseffektivt alternativ till mer konventionella metoder (Maric & Nikic, 2018). Eftersom metoden går ut på att stimulera den naturliga nerbrytningen genom att tillsätta mikroorganismer eller näring (Abena m.fl., 2019) kan metoden dessutom vara mer hållbar och gynna ekosystemet på platsen. Då de uppmätta halterna i både jord och grundvatten är betydligt lägre på det undersökta området idag än för 20 år sedan är det troligt att biologisk nedbrytning har skett. Det finns dock kvar föroreningar som är fast i marklagret som kan brytas ner ytterligare och bioremediering skulle därför kunna vara ett passande alternativ. Förhöjda halter av kolväten som detekterats i grundvatten runt utsläppsplatsen beror troligtvis på att föroreningarna i marken läcker ut till grundvattnet. Saneringsåtgärden bör appliceras vid utsläppskällan för bästa resultat (Schneider m.fl., 2024). Eftersom föroreningarna på det undersökta området har kunnat begränsas till ett specifikt område, så bör saneringsmetoden därför appliceras där. Saneringsåtgärden appliceras genom injektionsbrunnar (Lee m.fl., 2019) och eftersom det redan finns installerade grundvattenrör runt utsläppsplatsen kan dessa användas i stället för att nya rör borrar. Metoden skulle därför kunna vara ett kostnadseffektivt sätt att sanera platsen utan att större fysiska eller ekologiska ingrepp blir nödvändiga. Den biologiska nedbrytningen hämmas ofta av begränsad tillgång till näring, som kan åtgärdas genom biostimulering (Lee m.fl., 2019; Liu m.fl., 2019; Romantschuk m.fl., 2023). Men eftersom det kan finnas flera faktorer som kan påverka den naturliga nedbrytningen, som bland annat syretillgång och temperatur (Romantschuk m.fl., 2023), behövs en mer djupgående utredning för att utvärdera platsens förutsättningar för sanering med bioremediering.

Kemisk oxidation

I en studie av Satilmis & Schrader (2022) användes Fenton-metoden för att lösa kolväten från jordmatrixen och resultatet visade på en signifikant reduktion av oljekolväten i jord. Enligt Talvenmäki m.fl., (2019) kan metoden dessutom vara effektiv för att avlägsna både diesel och MTBE ur grundvatten. I en annan studie av Talvenmäki m.fl., (2021) användes metoden för att sanera petroleumförorenad jord efter en läckande oljetank i Finland. Resultaten visade att den genomsnittliga

oljemängden på 25 000 mg/kg jord kunde reduceras med ca 50% efter en injektion av oxidationsmedlet. Metoden kombinerades sedan med bioremediering, både tillsats av bakterier och näringsämnen i form av benmjöl, för att uppnå en reduktion på 98%. Metoderna kan således kombineras för ett ökat resultat (Talvenmäki m.fl., 2021), då den kemiska oxidationen tillgängliggör föroreningar för mikroorganismer att bryta ner (Satilmis & Schrader, 2022; Talvenmäki m.fl., 2021; Walling m.fl., 2021). Kemiska och biologiska saneringsmetoder av diesel och biodiesel i grundvatten jämfördes i en studie av Müller m.fl., (2020). De två jämförda metoderna var kemisk oxidation genom ett modifierad Fenton-system, där den tillsatta järnkatalysatorn kom från återanvänt dränagevatten från gruvverksamhet, och den biologiska metoden var biostimulering. Studien visade att den kemiska metoden kunde sänka halten PAH och fullkomligt ta bort BTEX från grundvatten. Den biologiska metoden kunde också reducera mängden kolväten, även om den inte var lika effektiv. Däremot kunde Müller m.fl., (2020) konkludera att den kemiska metoden påverkade det mikrobiella samhället negativt, vilket ledde till ett långsiktig hämmande av biologisk nedbrytning. Den biologiska metoden kan därför vara ett mer hållbart alternativ för ekosystemet, men om föroreningarna är kritiska kan den kemiska metoden vara att föredra (Müller m.fl., 2020). Det finns även andra risker med metoden, som att den kemiska reaktionen kan generera högt tryck och värme. Det är därför viktigt att oxidationsmedlet appliceras på rätt sätt och att rätta säkerhetsåtgärder vidtas för att minimera risk för olyckor och skador (Pac m.fl., 2022).

Kemisk oxidation är en effektiv metod för att ta bort petroleumföroreningar från grundvatten och jord (Müller m.fl., 2020; Satilmis & Schrader, 2022; Talvenmäki m.fl., 2019; Talvenmäki m.fl., 2021). Tyngre aromatiska kolväten har låg löslighet i vatten och är därmed otillgängliga för mikroorganismer att bryta ner (Walling m.fl., 2021). Metoden kan tillgängliggöra föroreningarna i jord vilket också kan stimulera den biologiska nedbrytningen (Satilmis & Schrader, 2022; Talvenmäki m.fl., 2021; Walling m.fl., 2021). Metoden är beprövad och kostnadseffektiv (Walling m.fl., 2021) även om den kan innebära vissa negativa ekologiska effekter (Müller m.fl., 2020) och säkerhetsrisker (Pac m.fl., 2022). Då marken vid utsläppsplatsen är klassad som mindre känslig markanvändning kan det tala för att metoden i fråga är passande för den aktuella föroreningssituationen på det undersökta området. Eftersom den biologiska nedbrytningen varit långsam på platsen kan det tyda på att föroreningarna är fast i marklagren och inte tillgängliga för biologisk nedbrytning. Kemisk oxidation kan därför vara ett alternativ för att bryta ner de sista kvarvarande föroreningarna i mark och grundvatten, både kolväten och MTBE. Det finns ett flertal installerade grundvattenrör kring utsläppsplatsen som kan användas som injektionsbrunnar. Saneringsalternativet kan därför vara relativt enkelt och kostnadseffektivt att genomföra om befintliga grundvattenrör kan användas för att tillsätta oxidationsmedlet. En säkerhetsutredning bör dock göras innan om åtgärden kan genomföras utan att medföra risk då det kan förekomma explosionsrisk på området.

Slutsats

Det finns bekräftade petroleumföroreningar i mark och grundvatten kring utsläppsplatsen. Resultaten tyder på att föroreningarna är begränsade kring ett specifikt område på ca 1–2 meters djup där de troligen ansamlats på grund av platsens geologiska förutsättningar. Föroreningarna i mark överskrider områdesspecifika riktvärden beträffande alifater >C5-C16 och aromater >C10-C16. I grundvatten förekommer inga analyserade parametrar i halter som överskrider riktvärden, men i grundvatten finns bland annat aromater i lättare fraktioner och BTEX. På 20 år har föroreningssituationen på utsläppsplatsen förändrats och det har skett en generell minskning av halter. De föroreningar som finns kvar i marken är framför allt tunga kolväten. Att föroreningar fortfarande finns kvar beror troligtvis på platsens geologiska förhållanden och att de naturliga nedbrytningsprocesserna har blivit hämmade. Den huvudsakliga spridnings- och exponeringsvägen är via grundvatten och det kan förekomma viss spridning till havet. Eftersom föroreningar fortfarande förekommer i halter som överskrider Energihamnens områdesspecifika riktvärden finns det en risk att dessa kan medföra skada på miljö och människors hälsa. Därav kan det föreligga ett åtgärdsbehov. Tre möjliga åtgärdsmetoder har diskuterats inom arbetet och alla har bedömts som möjliga då de kan användas för de aktuella föroreningarna samt är metoder med vetenskapligt belägg och dokumenterad effektivitet. Eftersom föroreningarna förekommer på relativt stort djup finns det en begränsning med att använda fytoremediering då denna metod är mest effektiv på ytliga föroreningar. Bioremediering eller kemisk oxidation är därför ett bättre alternativ då dessa tillsätts under grundvattenytan via injektionsbrunnar. Kemisk oxidation kan ha en negativ effekt på ekologin samt innebära vissa säkerhetsrisker om metoden inte appliceras på rätt sätt. Bioremediering kan därför vara ett mer hållbart alternativ även om kemisk oxidation kan vara mer effektiv. Dock anses föroreningssituationen inte som kritisk, och därför kan bioremediering ses som det bättre alternativet.

Tack

Jag vill rikta ett stort tack till Göteborgs Hamn för möjligheten och förtroendet att göra det här arbetet. Tack till alla på Energihamnen för att ni delat med er av era värdefulla kunskaper och erfarenheter. Tack till mina handledare Jenny Gwes och Karl Ljung för er tid och vägledning. Jag vill slutligen tacka mina klasskamrater, vänner och familj för all uppmuntran och hjälp. Tack till er alla!

Referenser

- Abena, M. T. B., Li, T., Shah, M. N., & Zhong, W. (2019). Biodegradation of total petroleum hydrocarbons (TPH) in highly contaminated soils by natural attenuation and bioaugmentation. *CHEMOSPHERE*, 234, 864–874. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.06.111>
- Abiriga, D., Jenkins, A., Alfsnes, K., Vestgarden, L. S., & Klempe, H. (2021). Characterisation of the bacterial microbiota of a landfill-contaminated confined aquifer undergoing intrinsic remediation. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 785, 147349. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147349>
- Alazaiza, M. Y. D., Ramli, M. H., Copty, N. K., & Ling, M. C. (2021). Assessing the impact of water infiltration on LNAPL mobilization in sand column using simplified image analysis method. *Journal of Contaminant Hydrology*, 238, 103769. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2021.103769>
- An, S., Kim, S. H., Woo, H., Choi, J. W., Yun, S.-T., Chung, J., & Lee, S. (2024). Groundwater-level fluctuation effects on petroleum hydrocarbons in vadose zones and their potential risks: Laboratory studies. *Journal of Hazardous Materials*, 463, 132837. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132837>
- Arab, S. (2021). The Effect of Groundwater Petroleum Hydrocarbons Contaminants on Chlorine Removal in Basra City (South Of Iraq): An Application of Mixed Technology of Permeable Reactive Barrier. *Journal of Engineering Research*, 9(2), Article 2. <https://doi.org/10.36909/jer.v9i2.11867>
- Barrieu, P., Bellamy, N., & Sinclair-Desgagne, B. (2017). Assessing contaminated land cleanup costs and strategies. *APPLIED MATHEMATICAL MODELLING*, 42, 478–492. <https://doi.org/10.1016/j.apm.2016.10.015>
- Cai, P., Ning, Z., Zhang, N., Zhang, M., Guo, C., Niu, M., & Shi, J. (2019). Insights into Biodegradation Related Metabolism in an Abnormally Low Dissolved Inorganic Carbon (DIC) Petroleum-Contaminated Aquifer by Metagenomics Analysis. *Microorganisms*, 7(10). <https://doi.org/10.3390/microorganisms7100412>
- Chaîneau, C. H., Rougeux, G., Yéprémian, C., & Oudot, J. (2005). Effects of nutrient concentration on the biodegradation of crude oil and associated microbial populations in the soil. *SOIL BIOLOGY & BIOCHEMISTRY*, 37(8), 1490–1497. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.01.012>
- Chang, C., & Hogland, W. (2022). Phytoremediation development in Sweden. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 1096(1), 012001. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1096/1/012001>
- Copeland, C. S., Rock, K. L., Pinhal, A., Chapman, R. C., & Chilcott, R. P. (2023). A Fatal Case Report of Barium Chloride Toxicity. *Journal of Analytical Toxicology*, 47(2), e33–e41. <https://doi.org/10.1093/jat/bkac102>

- Ek, A. S., Löfgren, S., Bergholm, J., & Qvarfort, U. (2001). Environmental effects of one thousand years of copper production at Falun, central Sweden. *AMBIO*, 30(2), 96–103. [https://doi.org/10.1639/0044-7447\(2001\)030\[0096:EEOOTY\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1639/0044-7447(2001)030[0096:EEOOTY]2.0.CO;2)
- Espinosa, C. I., Reyes-Bueno, F., Ramirez, M. I., Arevalo, A. P., Bailon-Moscoso, N., & Duncan, D. H. (2021). Vulnerability of Human Populations to Contamination from Petroleum Exploitation in the Napo River Basin: An Approach for Spatially Explicit Risk Assessment. *SUSTAINABILITY*, 13(16), 9230. <https://doi.org/10.3390/su13169230>
- Falih, K. T., Razali, S. F. M., Abdul Maulud, K. N., Abd Rahman, N., Abba, S. I., & Yaseen, Z. M. (2024). Assessment of petroleum contamination in soil, water, and atmosphere: A comprehensive review. *INTERNATIONAL JOURNAL OF ENVIRONMENTAL SCIENCE AND TECHNOLOGY*. <https://doi.org/10.1007/s13762-024-05622-8>
- Fitts, C. R. (2024). Chapter 11—Groundwater contamination. I C. R. Fitts (Red.), *Groundwater Science (Third Edition)* (s. 497–580). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811455-1.00017-4>
- Frollini, E., Lacchini, A., Marinelli, V., & Petitta, M. (2019). Monitoring composition of LNAPL: Essential tool for the estimation of free LNAPL specific volumes. *RENDICONTI ONLINE SOCIETA GEOLOGICA ITALIANA*, 47, 41–45. <https://doi.org/10.3301/ROL.2019.08>
- Gad, S. C. (2014). Barium. I P. Wexler (Red.), *Encyclopedia of Toxicology (Third Edition)* (s. 368–370). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-386454-3.00819-8>
- Göteborgs Hamn. (u.å.). *Energihamnen*. Hämtad 24 oktober 2023, från <https://www.goteborgshamn.se/operations/terminaler/energihamnen/>
- Haeder, D.-P., Banaszak, A. T., Villafane, V. E., Narvarte, M. A., Gonzalez, R. A., & Walter Helbling, E. (2020). Anthropogenic pollution of aquatic ecosystems: Emerging problems with global implications. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 713, 136586. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136586>
- Hogland, W., Katrantsiotis, C., & Sachpazidou, V. (2020). Baltic Phytoremediation – soil remediation with plants. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 578(1), 012003. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/578/1/012003>
- ITOPF. (2024). *Oil Tanker Spill Statistics 2023*. Hämtad 05 juni 2024, från <https://www.itopf.org/knowledge-resources/data-statistics/statistics/>
- Kleindienst, S., & Joye, S. B. (2019). Global Aerobic Degradation of Hydrocarbons in Aquatic Systems. I F. Rojo (Red.), *Aerobic Utilization of Hydrocarbons, Oils, and Lipids* (s. 797–814). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-50418-6_46
- Klerks, P. L., Nyman, J. A., & Bhattacharyya, S. (2004). Relationship between hydrocarbon measurements and toxicity to a chironomid, fish larva and daphnid for oils and oil spill chemical treatments in laboratory freshwater marsh microcosms. *ENVIRONMENTAL POLLUTION*, 129(3), 345–353. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2003.12.001>
- Lăcătușu, A.-R., Paltineanu, C., Domnariu, H., Vrinceanu, A., Marica, D., & Cristea, I. (2021). Risk Assessment of Hydrocarbons' Storing in Different Textured Soils in Small-Scale lysimeters. *Water, Air, & Soil Pollution*, 232(5), 169. <https://doi.org/10.1007/s11270-021-05126-y>

- Lall, U., Josset, L., & Russo, T. (2020). A Snapshot of the World's Groundwater Challenges. *Annual Review of Environment and Resources*, 45(Volume 45, 2020), 171–194. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-102017-025800>
- Landrigan, P. J., Stegeman, J. J., Fleming, L. E., Allemand, D., Anderson, D. M., Backer, L. C., Brucker-Davis, F., Chevalier, N., Corra, L., Czerucka, D., Bottein, M.-Y. D., Demeneix, B., Depledge, M., Deheyn, D. D., Dorman, C. J., Fenichel, P., Fisher, S., Gaill, F., Galgani, F., ... Rampal, P. (2020). Human Health and Ocean Pollution. *ANNALS OF GLOBAL HEALTH*, 86(1), 151. <https://doi.org/10.5334/aogh.2831>
- Landrum, P. F., Chapman, P. M., Neff, J., & Page, D. S. (2012). Evaluating the aquatic toxicity of complex organic chemical mixtures: Lessons learned from polycyclic aromatic hydrocarbon and petroleum hydrocarbon case studies. *INTEGRATED ENVIRONMENTAL ASSESSMENT AND MANAGEMENT*, 8(2), 217–230. <https://doi.org/10.1002/icam.277>
- Lapworth, D., Boving, T., Brauns, B., Dottridge, J., Hynds, P., Kebede, S., Kreamer, D., Misstear, B., Mukherjee, A., Re, V., Sorensen, J., & Vargas, C. R. (2023). Groundwater quality: Global challenges, emerging threats and novel approaches. *Hydrogeology Journal*, 31(1), 15–18. <https://doi.org/10.1007/s10040-022-02542-0SFS>
- Lee, T. H., Cao, W. Z., Tsang, D. C. W., Sheu, Y. T., Shia, K. F., & Kao, C. M. (2019). Emulsified polycolloid substrate biobarrier for benzene and petroleum-hydrocarbon plume containment and migration control – A field-scale study. *Science of The Total Environment*, 666, 839–848. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.160>
- Li, J., Lu, Q., Odey, E. A., Lok, K. S., Pan, B., Zhang, Y., & Shim, H. (2021). Coupling of biostimulation and bioaugmentation for enhanced bioremoval of chloroethylenes and BTEX from clayey soil. *ECOTOXICOLOGY*, 30(7), 1446–1453. <https://doi.org/10.1007/s10646-020-02323-z>
- Liu, Y., Zhao, N., Dai, S., He, R., & Zhang, Y. (2024). Metagenomic insights into phenanthrene biodegradation in electrical field-governed biofilms for groundwater bioremediation. *JOURNAL OF HAZARDOUS MATERIALS*, 465, 133477. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.133477>
- Lopez-Echartea, E., Strejcek, M., Mukherjee, S., Uhlik, O., & Yrjälä, K. (2020). Bacterial succession in oil-contaminated soil under phytoremediation with poplars. *Chemosphere*, 243, 125242. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125242>
- Stroberg, A., Ebert, K., Jarsjo, J., & Frampton, A. (2017). Contaminated area instability along Angermanalven River, northern Sweden. *ENVIRONMENTAL MONITORING AND ASSESSMENT*, 189(3), 118. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5839-0>
- Lv, H., Su, X., Wang, Y., Dai, Z., & Liu, M. (2018). Effectiveness and mechanism of natural attenuation at a petroleum-hydrocarbon contaminated site. *Chemosphere*, 206, 293–301. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.04.171>
- Länsstyrelsen Västra Götalands Län (2014). *Riktlinjer avseende markföroreningar inom Energihamnen i Göteborg* (2014:01). Länsstyrelsen i Västra Götalands län, Miljöskyddssektionen.
- Maric, N., & Nikic, Z. (2018). Potential of natural attenuation processes in environmental contamination by petroleum hydrocarbons. I M. Zlatic & S. Kostadinov (Red.), *SOIL AND WATER RESOURCES PROTECTION IN THE CHANGING*

- ENVIRONMENT* (Vol. 45, s. 44–53). Catena Verlag.
<https://www.webofscience.com/wos/woscc/full-record/WOS:000464898800005>
- Melo, P. T. S., Torres, J. P. M., Ramos, L. R., Fogaca, F. H. S., Massone, C. G., & Carreira, R. S. (2022). PAHs impacts on aquatic organisms: Contamination and risk assessment of seafood following an oil spill accident. *ANAIS DA ACADEMIA BRASILEIRA DE CIENCIAS*, *94*, e20211215. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202220211215>
- Mineo, S. (2023). Groundwater and soil contamination by LNAPL: State of the art and future challenges. *Science of The Total Environment*, *874*, 162394.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162394>
- Müller, J. B., Toledo Ramos, D., Fernandes, M., & Corseuil, H. X. (2020). Comparison of Chemical and Biological Strategies for the Cleanup of Diesel/Biodiesel Blend–Contaminated Groundwater. *Water, Air, & Soil Pollution*, *231*(7), 332.
<https://doi.org/10.1007/s11270-020-04661-4>
- Naseri-Rad, M., Berndtsson, R., Persson, K. M., & Nakagawa, K. (2020). INSIDE: An efficient guide for sustainable remediation practice in addressing contaminated soil and groundwater. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, *740*, 139879.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139879>
- Naturvårdsverket. (2009). *Att välja efterbehandlingsåtgärd. En vägledning för övergripande till mätbara åtgärds mål* (5978). <https://www.naturvardsverket.se/publikationer/5900/att-valja-efterbehandlingsatgard/>
- Naturvårdsverket. (1998). *Förslag till riktvärden för förorenade bensinstationer* (4889).
<https://www.naturvardsverket.se/globalassets/media/publikationer-pdf/4800/620-4889-9.pdf>
- Naturvårdsverket. (2022). *Generella riktvärden för förorenad mark*.
<https://www.naturvardsverket.se/4acbee/globalassets/vagledning/fororenade-omraden/riktvarden/naturvardsverkets-generella-riktvarden-fororenad-mark-2022.pdf>
- Neff, J. M., & Gunster, D. G. (2002). Ecorisk-based estimation of petroleum hydrocarbon toxicity in coastal sediments. I A. Porta, R. E. Hinchee, & M. Pelli (Red.), *MANAGEMENT OF CONTAMINATED SEDIMENTS* (s. 95–101). Battelle Press.
<https://www-webofscience-com.ludwig.lub.lu.se/wos/alldb/full-record/WOS:000177665600012>
- Ortmann, A. C., Poon, H. Y., Ji, M., Cobanli, S. E., Wohlgeschaffen, G., Greer, C. W., Robinson, B., & King, T. L. (2024). Rapid dilution effectively decreases hydrocarbons following small oil spills, but impacts on microeukaryote communities are still observed. *FRONTIERS IN MARINE SCIENCE*, *11*, 1354063.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2024.1354063>
- Ossai, I. C., Ahmed, A., Hassan, A., & Hamid, F. S. (2020). Remediation of soil and water contaminated with petroleum hydrocarbon: A review. *ENVIRONMENTAL TECHNOLOGY & INNOVATION*, *17*, 100526.
<https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100526>
- Pac, T., Cohen, E., Crimi, M., Dombrowski, P., Duffy, B., Lee, M., Klemmer, M., Pittenger, D. S., & Robinson, L. (2022). Remedial safety in in-situ chemical oxidation, crucial to success. *Remediation Journal*, *32*(3), 195–209. <https://doi.org/10.1002/rem.21725>

- Ramírez, M. I., Arévalo-Jaramillo, A. P., Espinosa, C. I., & Bailon-Moscoso, N. (2022). Is the anemia in men an effect of the risk of crude oil contamination? *Toxicology Reports*, *9*, 480–486. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2022.03.016>
- Romantschuk, M., Lahti-Leikas, K., Kontro, M., Galitskaya, P., Talvenmäki, H., Simpanen, S., Allen, J. A., & Sinkkonen, A. (2023). Bioremediation of contaminated soil and groundwater by in situ biostimulation. *Frontiers in Microbiology*, *14*. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1258148>
- Salam, M. M. A., Mohsin, M., Rasheed, F., Ramzan, M., Zafar, Z., & Pulkkinen, P. (2020). Assessment of European and hybrid aspen clones efficiency based on height growth and removal percentage of petroleum hydrocarbons—A field trial. *Environmental Science and Pollution Research*, *27*(36), 45555–45567. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10453-4>
- Samuelsen, A., Daewel, U., & Wettre, C. (2019). Risk of oil contamination of fish eggs and larvae under different oceanic and weather conditions. *ICES Journal of Marine Science*, *76*(6), 1902–1916. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz035>
- Satilmis, I., & Schrader, W. (2022). Studying the Fenton treatment of polycyclic aromatic compounds in a highly contaminated soil with different modifiers by high resolution mass spectrometry. *JOURNAL OF HAZARDOUS MATERIALS ADVANCES*, *8*, 100200. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100200>
- Saucier, D., Registe, P. P. W., Belanger, M., & O'Connell, C. (2023). Urbanization, air pollution, and water pollution: Identification of potential environmental risk factors associated with amyotrophic lateral sclerosis using systematic reviews. *FRONTIERS IN NEUROLOGY*, *14*, 1108383. <https://doi.org/10.3389/fneur.2023.1108383>
- Sauer, T. C., & Costa, H. J. (2003). Fingerprinting of Gasoline and Coal Tar NAPL Volatile Hydrocarbons Dissolved in Groundwater. *Environmental Forensics*, *4*(4), 319–329. <https://doi.org/10.1080/714044376>
- Schneider, M. R., Bortolassi, A. C. C., Soriano, A. U., Baessa, M. P. M., da Silva, M. L. B., & Giachini, A. J. (2024). Long-term evaluation of hydrocarbon degradation rates within the source zone under natural and enhanced attenuation for site closure purposes. *Remediation Journal*, *34*(3), e21778. <https://doi.org/10.1002/rem.21778>
- Sultana, D., & Hoover, S. (2023). Analysis of gasoline-related pollutant exposures and risks in California between 1996 and 2014. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41370-023-00615-0>
- Sveriges miljömål. (2023a). *Förorenade områden*. Hämtad 05 februari 2024, från <https://www.sverigesmiljomal.se/miljomalen/giftfri-miljo/fororenade-omraden/#MapTabContainer>
- Sveriges miljömål. (2023b). *Giftfri miljö*. Hämtad 11 februari 2024, från <https://www.sverigesmiljomal.se/miljomalen/giftfri-miljo/>
- Svenska Petroleum Institutet. (2010). *SPI rekommendation – Efterbehandling av förorenade bensinstationer och dieselanläggningar*.
- SWECO VIAK (2008, maj). *KONTROLLPROGRAM PETROLEUMGATAN 2008*. Göteborgs Hamn AB.
- SWECO VIAK. (2007, november). *SKARVIKSHAMNEN DIESELUTSLÄPP VID PETROLEUMGATAN 2007 - Miljöteknisk kontroll av saneringsresultat och utvärdering*. Göteborgs Hamn AB.

- SWECO VIAK. (2004, september). *SKARVIKSHAMNEN BENSINUTSLÄPP VID PETROLEUMGATAN - Miljöteknisk markundersökning efter bensinutsläpp på mark*. Göteborgs Hamn AB.
- Talvenmäki, H., Lallukka, N., Survo, S., & Romantschuk, M. (2019). Fenton's reaction-based chemical oxidation in suboptimal conditions can lead to mobilization of oil hydrocarbons but also contribute to the total removal of volatile compounds. *ENVIRONMENTAL SCIENCE AND POLLUTION RESEARCH*, 26(33), 34670–34684. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06547-3>
- Talvenmäki, H., Saartama, N., Haukka, A., Lepikko, K., Pajunen, V., Punkari, M., Yan, G., Sinkkonen, A., Piepponen, T., Silvennoinen, H., & Romantschuk, M. (2021). In situ bioremediation of Fenton's reaction-treated oil spill site, with a soil inoculum, slow release additives, and methyl- β -cyclodextrin. *ENVIRONMENTAL SCIENCE AND POLLUTION RESEARCH*, 28(16), 20273–20289. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11910-w>
- Tomlinson, D. W., Rivett, M. O., Wealthall, G. P., & Sweeney, R. E. H. (2017). Understanding complex LNAPL sites: Illustrated handbook of LNAPL transport and fate in the subsurface. *Journal of Environmental Management*, 204, 748–756. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.08.015>
- Tsai, H.-J., Wu, P.-Y., Huang, J.-C., & Chen, S.-C. (2021). Environmental Pollution and Chronic Kidney Disease. *INTERNATIONAL JOURNAL OF MEDICAL SCIENCES*, 18(5), 1121–1129. <https://doi.org/10.7150/ijms.51594>
- Walling, S. A., Um, W., Corkhill, C. L., & Hyatt, N. C. (2021). Fenton and Fenton-like wet oxidation for degradation and destruction of organic radioactive wastes. *Npj Materials Degradation*, 5(1), 1–20. <https://doi.org/10.1038/s41529-021-00192-3>
- Wang, D.-Y., & Wang, Y. (2008). Phenotypic and behavioral defects caused by barium exposure in nematode *Caenorhabditis elegans*. *ARCHIVES OF ENVIRONMENTAL CONTAMINATION AND TOXICOLOGY*, 54(3), 447–453. <https://doi.org/10.1007/s00244-007-9050-0>
- Wang, M. (2023). Migration rules of petroleum pollutants in water and soil: A review. *PETROLEUM SCIENCE AND TECHNOLOGY*. <https://doi.org/10.1080/10916466.2023.2223596>
- Wise, S. A., Rodgers, R. P., Reddy, C. M., Nelson, R. K., Kujawinski, E. B., Wade, T. L., Campiglia, A. D., & Liu, Z. (2023). Advances in Chemical Analysis of Oil Spills Since the Deepwater Horizon Disaster. *Critical Reviews in Analytical Chemistry*, 53(8), 1638–1697. <https://doi.org/10.1080/10408347.2022.2039093>
- Zuo, R., Zhao, X., Yang, J., Pan, M., Xue, Z., Gao, X., Wang, J., & Teng, Y. (2021). Analysis of the LNAPL Migration Process in the Vadose Zone under Two Different Media Conditions. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(21), Article 21. <https://doi.org/10.3390/ijerph182111073>

Appendix

Tabell a Analysresultat markprover år 2004

Detekterade parametrar markerade i grått och parametrar som överskrider riktvärde är markerade i rött. Områdesspecifika riktvärden (Länsstyrelsen Västra Götaland, 2014). Analysresultat från de provpunkter där samtliga analyserade parametrar var under detektionsgräns redovisas ej.

*Inget områdesspecifikt riktvärde för denna fraktion.

| Provpunkt/ Provdjup (m) Parameter mg/kg TS | MG1 (1-1,5) | MG2 (0,3) | MG2 (0,9) | MG3 (1,5-2) | M1 (0-0,2) | M2 (0,1) | M2 (0,7) | Riktvärde mg/kg TS |
|---|----------------|--------------|--------------|----------------|---------------|-------------|-------------|-----------------------|
| Bensen | 0,05 | 6,5 | 12 | <0,01 | <0,01 | 6,2 | 8,1 | 1 |
| Toluen | <0,01 | 460 | 520 | <0,01 | 0,18 | 230 | 380 | 100 |
| Etylbensen | 1,2 | 170 | 150 | <0,1 | <0,1 | 47 | 63 | 250 |
| Xylener | 47 | 2100 | 1100 | <0,1 | 0,11 | 380 | 860 | 100 |
| Alifater >C5-C8 | 82 | 840 | 380 | <5 | <5 | 68 | 320 | 80 |
| Alifater >C8-C10 | 520 | 200 | 120 | <5 | <5 | 12 | 58 | 120 |
| Alifater >C10-C12 | 560 | 240 | 160 | 110 | <5 | 24 | 270 | 750 |
| Alifater >C12-C16 | 430 | 120 | 98 | 200 | <5 | 15 | 520 | 750 |
| Alifater >C16-C35 | 270 | 130 | 110 | 200 | 190 | 168 | 560 | 1900 |
| Aromater >C8-C10 | 1200 | 5900 | 2300 | 8,8 | <5 | 500 | 1700 | 250 |
| Aromater >C10-C35 | 35 | 120 | 57 | <10 | <10 | <5 | 78 | * |

Tabell b Analysresultat markprover år 2004

Detekterade parametrar markerade i grått och parametrar som överskrider riktvärde är markerade i rött. Områdesspecifika riktvärden (Länsstyrelsen Västra Götaland, 2014). Analysresultat från de provpunkter där samtliga analyserade parametrar var under detektionsgräns redovisas ej.

*Inget områdesspecifikt riktvärde för denna fraktion.

| Provpunkt/ Provdjup (m) Parameter mg/kg TS | M3 (0,3) | M4 (0,3) | M5 (0,1) | M5 (0,6) | M6 (0,3) | M7 (0,3- 0,8) | M8 (0,8- 1,4) | Riktvärde mg/kg TS |
|---|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|---------------------|---------------------|-----------------------|
| Bensen | 6,8 | 1,9 | <0,01 | <0,01 | 0,3 | <0,01 | <0,01 | 1 |
| Toluen | 160 | 45 | <0,1 | <0,1 | 12 | <0,1 | 0,18 | 100 |
| Etylbensen | 26 | 8,1 | <0,1 | <0,1 | 0,31 | <0,1 | <0,1 | 250 |
| Xylener | 140 | 46 | 33 | 7,1 | 8,3 | <0,1 | 6 | 100 |
| Alifater >C5-C8 | 37 | 200 | 14 | 21 | 9,7 | <5 | <5 | 80 |
| Alifater >C8-C10 | 21 | 25 | 61 | 80 | 12 | <5 | <5 | 120 |
| Alifater >C10-C12 | 28 | 28 | 52 | 140 | 13 | <5 | <5 | 750 |
| Alifater >C12-C16 | 72 | 22 | 52 | 130 | 16 | <5 | 34 | 750 |
| Alifater >C16-C35 | 69 | 57 | 39 | 27 | 24 | 11 | 74 | 1900 |
| Aromater >C8-C10 | 420 | 240 | 880 | 180 | 16 | <5 | 10 | 250 |
| Aromater >C10-C35 | 17 | 23 | 29 | <10 | <10 | <10 | <10 | * |

Tabell c Analysresultat markprover år 2004

Detekterade parametrar markerade i grått och parametrar som överskrider riktvärde är markerade i rött. Områdesspecifika riktvärden (Länsstyrelsen Västra Götaland, 2014). Analysresultat från de provpunkter där samtliga analyserade parametrar var under detektionsgräns redovisas ej.

*Inget områdesspecifikt riktvärde för denna fraktion.

| Provpunkt/ Provdjup (m) Parameter mg/kg TS | M9 (1,2-1,5) | M11 (1-1,5) | M12 (0,35- 0,8) | M12 (1- 1,25) | M13 (1,2- 1,5) | M13 (1,5- 1,7) | Riktvärde mg/kg TS |
|---|-----------------|----------------|-----------------------|---------------------|----------------------|----------------------|-----------------------|
| Bensen | 0,68 | <0,01 | <0,01 | 0,44 | <0,01 | <0,01 | 1 |
| Toluen | 33 | <0,1 | 0,11 | 0,62 | <0,1 | <0,1 | 100 |
| Etylbensen | <0,1 | <0,1 | <0,1 | 8,6 | <0,1 | <0,1 | 250 |
| Xylener | 220 | <0,1 | 45 | 150 | <0,1 | <0,1 | 100 |
| Alifater >C5-C8 | 12 | <5 | 76 | 48 | <5 | <5 | 80 |
| Alifater >C8-C10 | <5 | <5 | 160 | 110 | 5,5 | <5 | 120 |
| Alifater >C10-C12 | 19 | <5 | 380 | 530 | 120 | 120 | 750 |
| Alifater >C12-C16 | 6,3 | <5 | 330 | 630 | 400 | 400 | 750 |
| Alifater >C16-C35 | 330 | 11 | 210 | 400 | 350 | 280 | 1900 |
| Aromater >C8-C10 | 690 | <5 | 820 | 1300 | 40 | <5 | 250 |
| Aromater >C10-C35 | <10 | 53 | 52 | 110 | 94 | <10 | * |

Tabell d Analysresultat markprover år 2004

Detekterade parametrar markerade i grått och parametrar som överskrider riktvärde är markerade i rött. Områdesspecifika riktvärden (Länsstyrelsen Västra Götaland, 2014). Analysresultat från de provpunkter där samtliga analyserade parametrar var under detektionsgräns redovisas ej.

*Inget områdesspecifikt riktvärde för denna fraktion.

| Provpunkt/ Provdjup (m) Parameter mg/kg TS | M14 (1,4-1,5) | M15 (1,4-1,5) | M15 (2-2,5) | M17 (1,5-1,7) | M18 (1,4- 1,8) | M19 (1,6- 1,8) | Riktvärde mg/kg TS |
|---|------------------|------------------|----------------|------------------|----------------------|----------------------|-----------------------|
| Bensen | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | 1 |
| Toluen | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | 100 |
| Etylbensen | <0,1 | 0,11 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | 250 |
| Xylener | <0,1 | 1,7 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | 100 |
| Alifater >C5-C8 | 9 | <5 | <5 | <5 | <5 | 8,3 | 80 |
| Alifater >C8-C10 | 100 | 58 | 13 | <5 | <5 | 9,1 | 120 |
| Alifater >C10-C12 | 340 | 240 | 13 | <5 | 45 | 43 | 750 |
| Alifater >C12-C16 | 680 | 830 | 38 | 5,1 | 140 | 100 | 750 |
| Alifater >C16-C35 | 510 | 620 | 25 | 12 | 150 | 72 | 1900 |
| Aromater >C8-C10 | 400 | 310 | 17 | <5 | <5 | 19 | 250 |
| Aromater >C10-C35 | 120 | 210 | <10 | <10 | <10 | 29 | * |

Tabell e Analysresultat grundvattenprover år 2004

Analysresultat från de provpunkter där samtliga analyserade parametrar var under detektionsgräns redovisas ej.

| Provpunkt Parameter (mg/l) | MG1/KP4 | MG2 | G2 | G10 | Riktvärde (mg/l) |
|-------------------------------|---------|------|------|-------|---------------------|
| Bensen | 0,008 | 3,5 | 0,43 | 4,5 | 0,5 |
| Toluen | <0,001 | 22 | 11 | 31 | 0,5 |
| Etylbensen | <0,001 | 0,29 | 0,02 | 0,095 | 0,5 |
| Xylener | 0,018 | 18 | 14 | 15 | 0,5 |
| Alifater >C5-C8 | 0,043 | 1,2 | 0,75 | 0,21 | 0,3 |
| Alifater >C8-C10 | 0,12 | 0,35 | 0,28 | 0,033 | 0,15 |
| Alifater >C10-C12 | 0,33 | 0,85 | 0,38 | <0,1 | 0,3 |
| Alifater >C12-C16 | 0,86 | 0,8 | 0,75 | <0,1 | 3 |
| Aromater >C8-C10 | 0,2 | 13 | 10 | 2,9 | 0,5 |

Tabell f Analysresultat markprover år 2007

Detekterade parametrar markerade i grått och parametrar som överskrider riktvärde är markerade i rött. Områdesspecifika riktvärden (Länsstyrelsen Västra Götaland, 2014). Analysresultat från de provpunkter där samtliga analyserade parametrar var under detektionsgräns redovisas ej.

*Inget områdesspecifikt riktvärde för denna fraktion.

| Provpunkt | M1 | M2 | M3 | M4 | M5 | M6 | M7 | M8 | Rikt- värde mg/kg TS |
|----------------------|------|-------|-------|------|-------|-------|-------|-------|-------------------------------|
| Bensen | 0,08 | <0,01 | 0,027 | 4 | <0,01 | 0,8 | <0,01 | <0,01 | 1 |
| Toluen | 3,6 | <0,1 | 0,57 | 150 | <0,1 | 4,2 | <0,1 | <0,1 | 100 |
| Etylbensen | 3,6 | <0,1 | 0,33 | 74 | <0,1 | 2,6 | <0,1 | <0,1 | 250 |
| Xylener | 130 | 0,17 | 4,6 | 280 | 8,5 | 230 | 32 | <0,1 | 100 |
| Alifater >C5-C8 | 110 | <5 | 130 | 370 | 28 | 790 | 180 | <5 | 80 |
| Alifater >C8-C10 | 35 | <5 | 130 | 880 | 150 | 530 | 94 | 10 | 120 |
| Alifater >C10-C12 | 230 | <5 | 4000 | 3300 | 1900 | 8400 | 860 | 350 | 750 |
| Alifater >C12-C16 | 270 | 13 | 19000 | 1800 | 9300 | 23000 | 3500 | 300 | 750 |
| Alifater >C16-C35 | 180 | 21 | 5400 | 230 | 4000 | 7700 | 1900 | 59 | 1900 |

Tabell g Analysresultat markprover år 2007

Detekterade parametrar markerade i grått och parametrar som överskrider riktvärde är markerade i rött. Områdesspecifika riktvärden (Länsstyrelsen Västra Götaland, 2014). Analysresultat från de provpunkter där samtliga analyserade parametrar var under detektionsgräns redovisas ej.

*Inget områdesspecifikt riktvärde för denna fraktion.

| Provpunkt | M9 | M10 | M11 | M12 | M15 | M16 | M17 | Rikt- värde mg/kg TS |
|-------------------|-------|-----|-------|------|-------|-------|-------|-------------------------------|
| Bensen | 0,014 | 1,9 | <0,01 | 0,18 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | 1 |
| Toluen | 0,25 | 120 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | 100 |
| Etylbensen | <0,1 | 44 | <0,1 | 2 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | 250 |
| Xylener | 0,93 | 280 | <0,1 | 8,4 | <0,1 | 0,37 | <0,1 | 100 |
| Alifater >C5-C8 | <5 | 230 | <5 | 92 | <5 | <5 | <5 | 80 |
| Alifater >C8-C10 | <5 | 69 | <5 | 95 | <5 | <5 | <5 | 120 |
| Alifater >C10-C12 | <5 | 190 | <5 | 600 | 18 | 110 | 150 | 750 |
| Alifater >C12-C16 | <5 | 97 | <5 | 500 | 90 | 980 | 1100 | 750 |
| Alifater >C16-C35 | 55 | 98 | 14 | 430 | 88 | 630 | 680 | 1900 |

Tabell h Analysresultat grundvattenprover år 2007

Detekterade parametrar markerade i grått och parametrar som överskrider riktvärde är markerade i rött. SPI:s rekommenderade riktvärden för efterbehandling av förorenande bensinstationer gällande ytvatten (SPI, 2010). Analysresultat från de provpunkter där samtliga analyserade parametrar var under detektionsgräns redovisas ej.

| Provpunkt Parameter (mg/l) | KP1 | KP3 | KP4 | G2 | G5 | Riktvärde (mg/l) |
|-------------------------------|--------|--------|-------|--------|--------|---------------------|
| Bensen | <0,001 | <0,001 | 0,055 | 0,067 | 0,027 | 0,5 |
| Toluen | <0,001 | 0,0031 | 0,13 | 0,018 | <0,001 | 0,5 |
| Etylbensen | <0,001 | 0,001 | 0,03 | <0,001 | <0,001 | 0,5 |
| Xylener | <0,001 | 0,0064 | 0,12 | 0,79 | <0,001 | 0,5 |
| Alifater >C5-C8 | 0,083 | <0,02 | 0,054 | 0,12 | <0,02 | 0,3 |
| Alifater >C8-C10 | 1,4 | <0,02 | 0,054 | 0,05 | <0,02 | 0,15 |
| Alifater >C10-C12 | 2,1 | 0,1 | 0,054 | <0,02 | <0,1 | 0,3 |
| Alifater >C12-C16 | 7,2 | 1,5 | 0,43 | <0,02 | <0,1 | 3 |
| Aromater >C8-C10 | 1,5 | <0,1 | 0,56 | 7,9 | <0,1 | 0,5 |

Tabell i fältprotokoll från markprovtagning år 2024 med tillhörande provdjup

Provtagningsdatum: 2024-03-07

(X)=slår i berg

| Provpunkt /utförande | Djup från markytan (m) | Jordlagerföljd | Provdjup (m) | Anmärkning |
|----------------------------|---------------------------------|---|---------------------------|--|
| 2401 Provgrop handspade | 0–0,2 0,2–0,5 | Mull Sand | 0–0,5 | |
| 2402 Provgrop handspade | 0–0,2 0,2–0,5 | Mull Sand | 0–0,5 | Makadam |
| 2403 Provgrop handspade | 0–0,2 0,2–0,5 | Mull Siltig lera | 0–0,5 | |
| 2404 Skrubborring | 0–0,2 0,2–2 2–2,4 (X) | Mull Sand Siltig sand | 0,5–1 1,6–1,7 | Tydlig doft av oljeprodukt 1,6–1,7 misstänkt oljeförening |
| 2405 Skrubborring | 0–0,2 0,2–0,5 0,5–1,5 | Mull Stenig sand Sand | 0–0,5 1–1,5 | |
| 2406 Skrubborring | 0–0,2 0,2–0,8 0,8–1,2 (X) | Mull Stenig grusig sand Siltig sand | 0,5–1 1–1,2 | |
| 2407 Skrubborring | 0–1,5 1,5–1,8 (X) | Stenig grusig sand Siltig sand | 1–1,5 1,5–2 | |
| 2408 Skrubborring | 0–0,3 0,3–1,8 1,8–2,6 (X) | Stenig grusig sand Sand Silt | 0,4–0,5 1–1,5 1,5–2 | Tydlig doft av oljeprodukt 0,4–0,5 misstänkt oljeförening |
| 2409 Skrubborring | 0–0,5 0,5–2 | Grusig sand Sand | 0–0,5 1–1,5 | Tydlig doft av oljeprodukt |

Tabell j Analysresultat markprover år 2024

Provpunkt 2401-2405. Detekterade parametrar markerade i grått och parametrar som överskrider riktvärde är markerade i rött.

Provtagningsdatum: 2024-03-07

Områdesspecifika riktvärden (Länsstyrelsen Västra Götaland, 2014).

* Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark (MKM) (Naturvårdsverket, 2022).

| Provpunkt/ Provdjup (m) Parameter mg/kg TS | 2401 (0-0,5) | 2402 (0-0,5) | 2403 (0-0,5) | 2404 (0-0,5) | 2404 (1,6-1,7) | 2405 (0-0,5) | 2405 (1-1,5) | Riktvärde mg/kg TS |
|---|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-------------------|-----------------|-----------------|-----------------------|
| As | <0,5 | 0,914 | 2,81 | 1,22 | 2,18 | 0,784 | 1,23 | 30* |
| Ba | 285 | 217 | 19,5 | 16,8 | 11,5 | 84,6 | 14,6 | 300* |
| Cd | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | 12* |
| Co | 16,1 | 21,7 | 1,93 | 1,44 | 2,28 | 6,3 | 1,65 | 35* |
| Cr | 34,2 | 48,8 | 9,3 | 4,45 | 4,35 | 12,9 | 4,34 | 150 |
| Cu | 24,4 | 51,1 | 11,5 | 3,97 | 5,01 | 9,92 | 2,68 | 400 |
| Hg | <0,2 | <0,2 | <0,2 | <0,2 | <0,2 | <0,2 | <0,2 | 2,5 |
| Ni | 21,9 | 38,8 | 5,37 | 2,67 | 2,32 | 9,48 | 2,51 | 120* |
| Pb | 2,91 | 31 | 46,4 | 5,2 | 5,84 | 11,9 | 5,99 | 800 |
| V | 60,6 | 80,1 | 15,1 | 8,83 | 9,02 | 26,4 | 9,53 | 200* |
| Zn | 76,9 | 140 | 52,4 | 16,6 | 16,3 | 42,8 | 25,6 | 1000 |
| Bensen | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | 1 |
| Toluen | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | 100 |
| Etylbensen | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | 250 |
| Xylener | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | 100 |
| Alifater >C5-C8 | <10 | <10 | <10 | <10 | 117 | <10 | 10 | 80 |
| Alifater >C8-C10 | <10 | <10 | <20 | <10 | 65 | <10 | 112 | 120 |
| Alifater >C10-C12 | <20 | <20 | <40 | <20 | 106 | <20 | 140 | 750 |
| Alifater >C12-C16 | <20 | <20 | 134 | <20 | 338 | <20 | 311 | 750 |
| Alifater >C16-C35 | <20 | <20 | 322 | <20 | 330 | <20 | 239 | 1900 |
| Aromater >C8-C10 | <1,0 | <1,0 | <2,0 | <1,0 | 13,8 | <1,0 | 11,2 | 250 |
| Aromater >C10-C16 | <1,0 | <1,0 | <2,0 | <1,0 | 66,8 | <1,0 | 21,2 | 75 |
| Aromater >C16-C35 | <1,0 | <1,0 | <2,0 | <1,0 | 1,1 | <1,0 | <1,0 | 170 |
| Summa PAH L | <0,15 | <0,15 | <0,30 | <0,15 | <0,15 | <0,15 | <0,15 | 75 |
| Summa PAH M | <0,25 | <0,25 | <0,50 | <0,25 | 4,4 | <0,25 | <0,25 | 20 |
| Summa PAH H | <0,33 | <0,33 | <0,66 | <0,33 | 1,55 | <0,33 | <0,33 | 20 |

Tabell k Analysresultat markprover år 2024

Provpunkt 2406-2409. Detekterade parametrar markerade i grått och parametrar som överskrider riktvärde är markerade i rött.

Provtagningsdatum: 2024-03-07

Områdesspecifika riktvärden (Länsstyrelsen Västra Götaland, 2014).

* Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark (MKM) (Naturvårdsverket, 2022).

| Provpunkt | 2406 | 2406 | 2407 | 2407 | 2408 | 2408 | 2408 | 2409 | 2409 | Riktvärde |
|-------------------|---------|---------|---------|-----------|-----------|---------|---------|---------|---------|-----------|
| Provdjup (m) | (0,5-1) | (1-1,2) | (1-1,5) | (1,5-1,8) | (0,4-0,5) | (1-1,5) | (1,5-2) | (0-0,5) | (1-1,5) | mg/kg TS |
| Parameter | | | | | | | | | | |
| mg/kg TS | | | | | | | | | | |
| As | 3,69 | 2,47 | 2,16 | 3,25 | 1,12 | 0,959 | 0,924 | 1,9 | 0,894 | 30 |
| Ba | 65,7 | 34,6 | 59,7 | 67,3 | 21,6 | 7,85 | 7,76 | 17,6 | 7,37 | 300* |
| Cd | <0,1 | 0,105 | 0,119 | 0,145 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | 12* |
| Co | 5,83 | 4,05 | 4,77 | 5,08 | 2,27 | 1,01 | 0,728 | 1,7 | 7,37 | 35* |
| Cr | 18,9 | 10,5 | 10,1 | 17,7 | 7,7 | 5,78 | 3,24 | 5,56 | 2,64 | 150* |
| Cu | 19,9 | 17,2 | 18,2 | 23,2 | 6,43 | 2,28 | 1,39 | 3,88 | 0,998 | 400 |
| Hg | <0,2 | <0,2 | <0,2 | <0,2 | <0,2 | <0,2 | <0,2 | <0,2 | <0,2 | 2,5 |
| Ni | 12,8 | 7,78 | 7,3 | 9,31 | 4,6 | 2,66 | 1,09 | 2,44 | 1,24 | 120* |
| P | 20,7 | 30 | 32,5 | 52,2 | 4,13 | 1,89 | 1,59 | 4,93 | 2,16 | 800 |
| V | 38,2 | 25 | 22,3 | 28,8 | 12,6 | 7,98 | 7,2 | 11,7 | 5,72 | 200* |
| Zn | 61,7 | 58,2 | 66,5 | 86,1 | 18 | 10,4 | 7,41 | 16,9 | 5,19 | 1000 |
| Bensen | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | 1 |
| Toluen | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | 100 |
| Etylbensen | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | 250 |
| Xylener | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | 0,069 | 100 |
| Alifater >C5-C8 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | 19 | 58 | <10 | 36 | 80 |
| Alifater >C8-C10 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | 514 | 485 | <10 | 399 | 120 |
| Alifater >C10-C12 | <20 | <20 | <20 | <20 | <20 | 384 | 520 | <20 | 318 | 750 |
| Alifater >C12-C16 | <20 | <20 | <20 | <20 | <20 | 865 | 922 | <20 | 1150 | 750 |
| Alifater >C16-C35 | 20 | <20 | <20 | <20 | <20 | 502 | 896 | <20 | 744 | 1900 |
| Aromater >C8-C10 | <1,0 | <1,0 | <1,0 | <1,0 | <1,0 | 68,7 | 241 | <1,0 | 67 | 250 |
| Aromater >C10-C16 | <1,0 | <1,0 | <1,0 | <1,0 | <1,0 | 186 | 204 | 1,0 | 387 | 75 |
| Aromater >C16-C35 | <1,0 | <1,0 | <1,0 | <1,0 | <1,0 | <1,0 | <1,0 | <1,0 | <1,0 | 170 |
| Summa PAH L | <0,15 | <0,15 | <0,15 | <0,15 | <0,15 | 4,41 | <0,15 | <0,15 | <0,15 | 75 |
| Summa PAH M | 2,62 | 0,24 | 1,45 | 0,83 | <0,25 | 4,05 | 4,06 | <0,25 | 8,35 | 20 |
| Summa PAH H | 1,91 | 0,21 | 2,2 | 1,17 | <0,33 | <0,33 | <0,33 | <0,33 | <0,33 | 20 |

Tabell l Analysresultat grundvattenprover år 2024: Kontrollprogram Energihamnen

Provpunkt KE1-KE6. Detekterade parametrar markerade i grått.

Provtagningsdatum: 2024-04-03

SPI:s rekommenderade riktvärden för efterbehandling av förorenande bensinstationer gällande ytvatten (SPI, 2010).

| Provpunkt Parameter (mg/l) | KE1 | KE2 | KE3 | KE4 | KE5 | KE6 | Riktvärde (mg/l) |
|-------------------------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------------------|
| MTBE | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | - |
| Bensen | <0,0001 | <0,0001 | <0,0001 | <0,0001 | <0,0001 | <0,0001 | 0,5 |
| Toluen | <0,0001 | <0,0001 | <0,0001 | <0,0001 | <0,0001 | <0,0001 | 0,5 |
| Etylbensen | <0,0001 | <0,0001 | <0,0001 | <0,0001 | <0,0001 | <0,0001 | 0,5 |
| Xylener | <0,0001 | <0,0001 | <0,0001 | <0,0001 | <0,0001 | <0,0001 | 0,5 |
| Alifater >C5-C8 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | 0,3 |
| Alifater >C8-C10 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | 0,15 |
| Alifater >C10-C12 | <0,01 | <0,01 | 0,017 | 0,017 | <0,01 | 0,015 | 0,3 |
| Alifater >C12-C16 | <0,01 | <0,01 | 0,054 | <0,01 | 0,012 | 0,039 | 3 |
| Alifater >C16-C35 | <0,02 | 0,029 | 0,312 | 0,025 | 0,044 | 0,198 | 3 |
| Aromater >C8-C10 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | 0,5 |
| Aromater >C10-C16 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | 0,12 |
| Aromater >C16-C35 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | 0,005 |

Tabell m Analysresultat grundvattenprover år 2024: Kontrollprogram Petroleumgatan

Provpunkt KP1-KP6. Detekterade parametrar markerade i grått.

Provtagningsdatum: 2024-04-03. Ej prov i KP3 på grund av grundvattenrör rasat eller torrt.

SPI:s rekommenderade riktvärden för efterbehandling av förorenande bensinstationer gällande ytvatten (SPI, 2010).

| Provpunkt Parameter (mg/l) | KP1 | KP2 | KP4 | KP5 | KP6 | Riktvärde (mg/l) |
|-------------------------------|---------|---------|---------|---------|---------|---------------------|
| MTBE | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | <0,001 | - |
| Bensen | <0,0001 | <0,0001 | 0,013 | <0,0001 | <0,0001 | 0,5 |
| Toluen | <0,0001 | 0,00015 | 0,0052 | <0,0001 | <0,0001 | 0,5 |
| Etylbensen | <0,0001 | <0,0001 | 0,0012 | <0,0001 | <0,0001 | 0,5 |
| Xylener | <0,0001 | <0,0001 | 0,00291 | <0,0001 | <0,0001 | 0,5 |
| Alifater >C5-C8 | <0,01 | <0,01 | 0,015 | <0,01 | <0,01 | 0,3 |
| Alifater >C8-C10 | 0,011 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | 0,15 |
| Alifater >C10-C12 | 0,042 | 0,013 | 0,033 | <0,01 | <0,01 | 0,3 |
| Alifater >C12-C16 | 0,048 | 0,021 | 0,076 | <0,01 | <0,01 | 3 |
| Alifater >C16-C35 | 0,053 | 0,101 | 0,066 | 0,024 | <0,02 | 3 |
| Aromater >C8-C10 | 0,057 | 0,0092 | 0,141 | 0,085 | <0,001 | 0,5 |
| Aromater >C10-C16 | 0,00043 | 0,0078 | 0,023 | <0,001 | <0,001 | 0,12 |
| Aromater >C16-C35 | <0,001 | 0,0019 | 0,0016 | <0,001 | <0,001 | 0,005 |



LUNDS
UNIVERSITET

WWW.CEC.LU.SE
WWW.LU.SE

Lunds universitet

Miljövetenskaplig utbildning
Centrum för miljö- och
klimatforskning
Ekologihuset
223 62 Lund