

Teknologirapport nr. 2433

GJENBRUKSPROSJEKTET

Prosjektrapport nr 14a:

**Miljøpåvirkning fra
gjenbruksmaterialer i veg
– Sementbaserte materialer**



Mars 2007

Teknologiavdelingen

Teknologirapport nr. 2433

GJENBRUKSPROSJEKTET

Prosjektrapport nr 14a:

Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer i veg – Sementbaserte materialer



Sammendrag

Denne rapporten tilhører en serie rapporter fra Gjenbruksprosjektet om miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer. Hovedpremissene for Gjenbruksprosjektets arbeid med miljøpåvirkning og konklusjonene som gjelder alle gjenbruksmaterialene som ble prioritert i prosjektet er å finne i prosjektrapport nr 14 "Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer" (Teknologirapport nr. 2432). Prosjektrapportene 14a - 14d omhandler henholdsvis sementbaserte materialer, asfalt, oppkuttete bildekk og skumglass.

Målsetning for arbeidet har vært å definere grenseverdier for aksept av gjenbruksmaterialer i de mest vanlige situasjoner i vegbygging. Hensikten er å tilby utbyggeren og bestilleren av gjenbruksmaterialer noen utgangskriterier for anskaffelse som sikrer akseptabel miljøpåvirkning i de mest vanlige forhold i vegbygging. Disse "vanlige forhold" er i dette arbeidet beskrevet gjennom et "standardvegscenario". Grenseverdiene for aksept av gjenbruksmaterialer erstatter ikke miljørisikovurdering i tilfeller når forhold avviker fra det valgte scenariet eller når materialene avviker fra materialene omfattet av prosjektet. Metoden som ble brukt er imidlertid mulig å tilpasse andre forhold og materialer.

Denne rapporten danner grunnlaget for utarbeidelsen av akseptabelt innhold av As, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb, Zn, PAH og PCB i sementbaserte gjenbruksmaterialer (resirkulert tilslag) til bruk som vegbyggingsmateriale. Grunnlaget er utarbeidet etter de gjeldende europeiske retningslinjene, ENV 12920, og er benyttet videre i en fullstendig miljørisikovurdering utført etter retningslinjene til Statens Forurensningstilsyn, SFT 99:01. Akseptabel miljøbelastning i grunnvann og overflatevann ble definert og beregnet tilbake til porevannskonsentrasjonen (infiltratkonsentrasjon) i kildematerialet, slik at akseptabel utlekking kunne defineres og omregnes til akseptabelt stoffinnhold. Utlekkingsforsøk i laboratoriet og modellering av disse forsøkene, i tillegg til at reell utlekking i felt viste at omregningen fra porevannskonsentrasjon til stoffinnhold er en konservativ tilnærming som gir liten risiko for uønskede helse- og miljøbelastninger.

Emneord: Alternative materialer, miljøpåvirkning, risikovurdering

Seksjon: TEK-T

Saksbehandler: Gordana Petkovic

Dato: Mars 2007

Statens vegvesen, Vegdirektoratet
Teknologiavdelingen
Postboks 8142 Dep, 0033 Oslo
Telefon: 02030 Telefax: 22 07 38 66

Forord

Statens vegvesens Gjenbruksprosjekt er ett av fem etatsprosjekter i perioden 2002 - 2005. Prosjektet ble startet på Vegteknisk avdeling i Vegdirektoratet. Fra og med 2003 tilhører prosjektet Teknologivdelingen, Veg- og trafikkfaglig senter i Trondheim. I tillegg til fagpersoner i Statens vegvesen, består både Prosjektrådet og arbeidsgrupper av ressurspersoner fra BA-næringen, forskningsmiljøer og administrative instanser.

Prosjektets overordnede mål er å *tilrettelegge* for gjenbruk. Dette skal gjøres ved å:

- øke kunnskapen om materialenes tekniske og miljømessige egenskaper
- implementere kunnskap underveis ved utførelser i Vegvesenets regi
- vurdere muligheter for ressursvennlig prosjektering
- studere økonomiske sider ved anvendelsen av resirkulerte materialer
- gjennomgå relevant regelverk, revidere eller supplere Vegvesenets håndbøker og veiledninger

Statens vegvesens Gjenbruksprosjekt består av åtte delprosjekter:

- DP 1 Avfallshåndtering
- DP 2 Miljøpåvirkning
- DP 3 Gjenbruk av betong
- DP 4 Gjenbruk av asfalt
- DP 5 Lette fyllmasser og isolasjonsmaterialer
- DP 6 Gjenbruksvegen
- DP 7 Prosjektering, økonomi og administrative forhold
- DP 8 Nye ideer, materialer og tiltak

Gjenbruksprosjektet ledes av Gordana Petkovic, Vegdirektoratet.

Delprosjekt 2 "Miljøpåvirkning" har som hovedmål å komme frem til en forenklet beslutningsmodell som vil bestå i en begrensning av innholdet av uønskede stoffer i gjenbruksmaterialet som brukes i de mest vanlige tilfeller i vegbygging. Det ønskede produktet er et sett med grenseverdier som gjør det mulig å skille materialene (gjenbruksbetong, gjenbruksasfalt, oppkuttete bildekk og skumglass) etter renheten allerede ved anskaffelsen. Se vedlegg 7 for mer informasjon om delprosjekt 2.

Arbeidsgruppen for delprosjekt 2 består av:

Arnt- Olav Håøya, Rambøll Norge AS

Christian J. Engelsen, SINTEF Byggforsk

Gijs Breedved og Stig Moen, NGI

Torbjørn Jørgensen, Roald Aabøe og Gordana Petkovic fra Vegdirektoratet

Guro Thue Unsgård, Rambøll Norge AS.

I tillegg har Karina E. Ødegaard, SINTEF /Molab AS, bidratt med arbeid på miljødeklarasjoner.

Gjenbruksprosjektet og DP2 ledes av Gordana Petkovic, Vegdirektoratet.

Denne rapporten er utarbeidet av Christian J. Engelsen, SINTEF Byggforsk, Stig Moen og Gijs Breedveld, NGI, Arnt-Olav Håøya, Rambøll AS med bidrag fra arbeidsgruppen.

Innholdsfortegnelse

1	INNLEDNING	6
2	MÅLSETNING OG STRATEGI	7
3	MATERIALKARAKTERISERING OG MILJØRISIKOVURDERING	9
3.1	TRINN 1 – PROBLEMBESKRIVELSE.....	9
3.2	TRINN 2 – BESKRIVELSE AV SCENARIO.....	10
3.3	TRINN 3 – KARAKTERISERING AV SEMENTBASERTE MATERIALER.....	11
3.3.1	Type og opprinnelse i markedet	11
3.3.2	Undersøkte prøver i Gjenbruksprosjektet	12
3.3.3	Total kjemisk sammensetning.....	12
3.3.3.1	Knust betong, Type 1	13
3.3.3.2	Blandet masse, Type 2.....	15
3.3.4	Fysiske egenskaper.....	15
3.3.4.1	Vannabsorpsjon, partikkeldensitet og bulkdensitet.....	15
3.3.4.2	Kornfordeling og tekstur	16
3.3.5	Mekaniske egenskaper og permeabilitet	17
3.3.6	Mineralogi og kjemisk spesiering (tilstand).....	17
3.3.7	Kjemiske egenskaper (syrenøytraliseringskapasitet, reduksjonskapasitet, nedbrytbar organisk innhold).....	18
3.4	TRINN 4 – BESKRIVELSE AV FYSISKE OG KJEMISKE FORHOLD SOM PÅVIRKER UTELEKKING	20
3.4.1	Utlekkingskarakteristikk.....	21
3.4.2	Utlekkingsresultater	23
3.5	TRINN 5 – MODELLERING AV UTELEKKING FRA MATERIALE/KONSTRUKSJON	26
3.5.1	Kd modellering.....	26
3.5.2	Geokjemisk modellering.....	28
3.5.3	Modellering av kumulativ utlekking som funksjon av tiden: likevektsstyrt scenario	30
3.6	TRINN 6 – VALIDERING AV MODELLERING	32
3.6.1	Overensstemmelse mellom laboratorie- og simulerte resultater.....	32
3.6.2	Feltverifisering av simulert oppløsning.....	33
3.6.2.1	Felt pH.....	34
3.6.2.2	Nedbør, infiltrasjon og emperatur.....	35
3.6.2.3	Utlekking målt i feltet.....	37
3.7	TRINN 7 – KONKLUSJON VEDR. DATAGRUNNLAGET FOR MILJØRISIKOVURDERING.....	40
3.8	TRINN 8 – MILJØRISIKOVURDERING FOR SEMENTBASERTE MATERIALER	40
3.8.1	Del A – Miljørisikovurdering i henhold til SFT 99:01	41
3.8.2	Del B – Inversberegning, maksimalt totalinnhold.....	43
3.8.3	Del C - Konklusjoner fra Trinn 8 Sementbaserte materialer	44
4	KONKLUSJONER – SEMENTBASERTE MATERIALER	46
5	REFERANSER	47

1 Innledning

Denne rapporten tilhører en serie rapporter fra Gjenbruksprosjektet om miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer:

- Hovedpremissene for Gjenbruksprosjektets arbeid med miljøpåvirkning og konklusjonene som gjelder alle gjenbruksmaterialene som ble prioritert i prosjektet er å finne i prosjektrapport nr 14 "Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer" (Teknologirapport nr. 2432)¹.
- Prosjektrapportene 14a – 14d (Teknologirapporter nr 2433 – 2436) omhandler spesielt henholdsvis sementbaserte materialer, asfalt, oppkuttete bildekk og skumglass^{2, 3, 4, 5}.

Sementbaserte materialer, asfalt, oppkuttete bildekk og skumglass er alle eksempler på materialer som kan benyttes i ulike deler av en vegkonstruksjon basert på tekniske egenskaper. Gjenbruk av materialer er i utgangspunktet et miljøvennlig prinsipp hvor man får utnyttet et materiales egenskaper flere ganger og dermed redusert påvirkninger til miljøet ved produksjon av nye materialer. Et usikkerhetsmoment ved gjenbruksmaterialer er knyttet til om innhold av miljøgifter i materialene vil kunne medføre spredning av disse og dermed en negativ miljøpåvirkning av omgivelsene der materialet benyttes. Gjenbruk av de nevnte materialer vil medføre en oppkussning av utgangsmaterialet, noe som gir en større overflate som potensielt kan reagere med omgivelsene.

Frem til nå har det manglet klare retningslinjer for hvilke materialer som kan benyttes til gjenbruk ved vegbygging med hensyn på miljøpåvirkning. Målet med arbeidet rapportert i denne rapporten og i tilhørende rapporter^{3, 4, 5} har vært å definere grenseverdier for aksept av gjenbruksmaterialer i de mest vanlige situasjoner i vegbygging. Hensikten er å tilby utbyggeren og bestilleren av gjenbruksmaterialer noen utgangskriterier for anskaffelse som sikrer trygt nivå på miljøpåvirkning i de mest typiske forhold når det gjelder klima, grunnforhold, nærheten til natur og mennesker. Disse typiske forhold er beskrevet gjennom et "standardvegscenario".

Det tas utgangspunkt i et scenario med en "standardveg" hvor man på forhånd definerer de mest typiske forhold når det gjelder klima, grunnforhold og nærheten til natur og mennesker. Man tar så utgangspunkt i totalinnhold av miljøgifter i det aktuelle materialet og ser på potensiell utlekking av miljøgifter til omgivelsene. Deretter beregnes akseptabelt innhold av miljøgifter ved den aktuelle arealbruken. På bakgrunn av denne informasjonen konkluderes det i rapporten med en grenseverdi som Statens Vegvesen anbefaler for bruk av det aktuelle materialet til vegbygging.

Grenseverdiene for aksept av gjenbruksmaterialer erstatter ikke miljørisikovurdering i tilfeller der forholdene avviker fra det valgte scenariet eller når materialene avviker fra materialene omfattet av prosjektet. Metoden som ble brukt kan imidlertid tilpasses andre forhold og andre materialer.

2 Målsetning og strategi

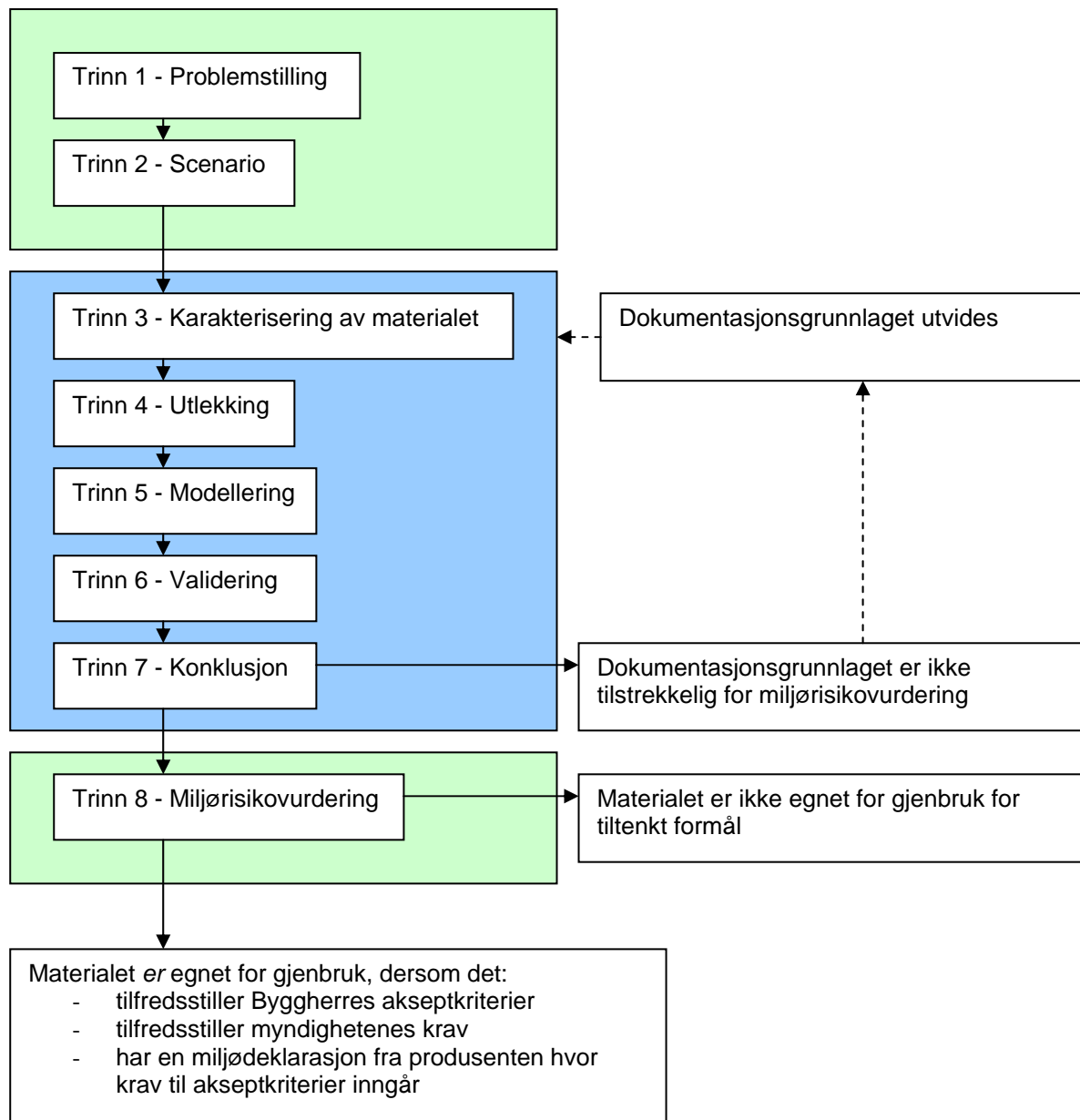
Målsetning for arbeidet har vært å definere grenseverdier for aksept av gjenbruksmaterialer i de mest vanlige situasjoner ved vegbygging.

Følgende strategi ble valgt for dette arbeidet:

- Et ”standardvegscenarior” defineres, der gjenbruksmaterialene er brukt på områder som er mest sannsynlige ut fra deres tekniske egenskaper,
- Et standardmiljø rundt vegkonstruksjonen defineres med hensyn til arealbruk, drikkevann, geologiske og meteorologiske forhold. Dette miljøet tilsvarer de meste vanlige tilfeller, men er definert med faktorer som lett kan endres ved behov.
- Miljørisikovurdering utføres for denne ”standardvegen” og for de meste aktuelle kombinasjoner av materiale og bruksområdet. Materialparametere defineres gjennom totalinnhold eller utlekkingssegenskaper for miljøfarlige stoffer, avhengig av tilgjengelige data. Effekten på miljøet bestemmes og sammenlignes med akseptkriterier ut fra økotoksikologiske hensyn, se hovedrapporten om miljøpåvirkning, prosjektrapport nr 14¹.
- Inngangsparametere for materialene (i denne fasen: totalinnhold) justeres i forhold til miljøeffekten slik at miljøpåvirkning ikke fører til overskridelse av akseptkriteriene i resipientene, som er drikkevannsforskriften for grunnvannet eller tilstandsklasse II for overflatevannet.
- Det beregnede maksimale innholdet av miljøfarlige stoffer for det enkelte materialet vurderes i forhold til realistisk totalsammensetning, strategiske hensyn som gjelder utfasing av prioriterte miljøgifter, tradisjonelle akseptkriterier definert for jord i følsomme arealer med mer. Grenseverdier for aksept av gjenbruksmaterialer for ”standardvegen” velges ut fra disse kriteriene.

Arbeidsmetoden baserer seg på to hoveddokumenter:

- Standarden **ENV 12920**, formulert for karakterisering av avfall, til å karakterisere gjenbruksmaterialet – eller for kvantitativ bestemmelse av utlekking (hva materialet avgir av miljøfarlige stoffer til omgivelsene i et gitt tidsrom)⁶. Standardmetoden består av 7 trinn, se Figur 1.
- **SFT 99:01A**, norske retningslinjer (beregningsmodell) for å evaluere virkning av forurenset grunn på helse og økosystem⁷. Andre beregningsmodeller kan også benyttes. Beregning av miljørisikovurdering legges til som åttende trinn til prosessen, se Figur 1. Kriteriene er beskrevet i hovedrapporten om miljøpåvirkning¹.

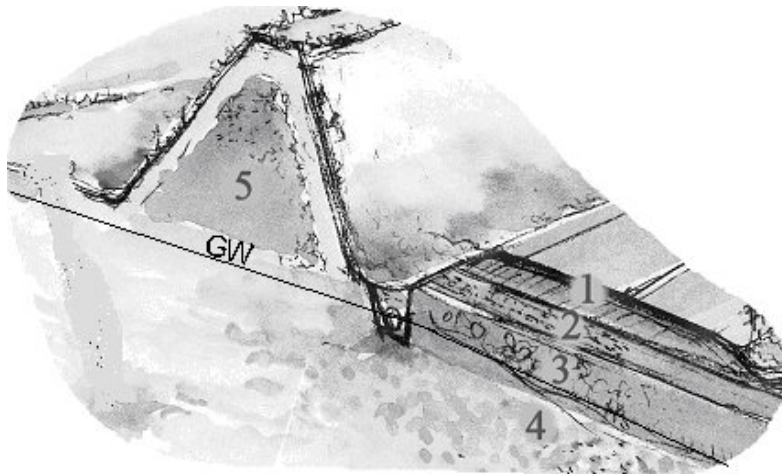


Figur 1: Flytskjema for beslutningsmodell basert på karakterisering av avfall iht ENV 12920⁶ (trinn 1 til 7) og miljørisikovurdering iht SFT 99:01⁷ (lagt til som trinn 8). En utførlig beskrivelse av trinnene er gitt i hovedrapporten om miljøpåvirkning¹.

3 Materialkarakterisering og miljørisikovurdering

3.1 Trinn 1 – Problembeskrivelse

Sementbaserte materialer kan anvendes i forsterkningslag og bærelag i vegens overbygning (2), i vegens underbygning (3 & 4), samt i støyvoller (5), det siste vurderes dog som dårlig ressursutnyttelse. I den grad det kan være relevant for sammenlikning med nærområdenes miljømål /akseptkriterier, dokumenteres utlekking av mest relevante miljøgifter. Utlekking dokumenteres og verifiseres på en relevant måte som funksjon av tid og kjemiske betingelser.



Figur 2: Potensiell anvendelse av gjenbruksmaterialer i veg. (1) Slitelag, (2) overbygning, (3) og (4) underbygning - over og under grunnvannsnivå (GW), og (5) støyvoll

Miljømål og akseptkriterier relateres til gjeldene forskrifter for drikkevann, vannkvalitet og jord. PNECⁱ anvendes som akseptgrense der andre mer egnede grenser mangler. Risikovurderingen antar at anvendelse av sementbaserte materialer gjøres i et miljø med følsomme vannlevende organismer men mindre følsomt med henblikk for eksponering til menneske. Miljømål og akseptkriterier er nærmere omtalt i hovedrapporten om miljøpåvirkning, prosjektrapport nr 14¹.

I materialkarakteriseringen og miljørisikovurderingen inngår organiske og uorganiske stoffer.

ⁱ PNEC="Predicted no effect concentration", eller beregnet null effekt konsentrasjon relativt til en organisme

3.2 Trinn 2 – Beskrivelse av scenario

Scenariet for en "standardveg" innebærer at konstruksjonen har en levetid på 50-100 år under konservative standardbetingelser for tekniske forhold, klima og hydrogeologi samt biologiske forhold og arealbruk.

I utførte risikokartlegging for gjenbruksmaterialer i dette prosjektet er følgende standardbetingelser (normalforhold) lagt til grunn:

1. *Området*: Standardvegen ligger nær fjell men på løsmasse som er moderat drenert. Overbygning er veldrenert og har et tett dekke (tykkelse 100 cm). Underbygning er også godt drenert (500 cm).
2. *Bakgrunn*: Bakgrunnskonsentrasjoner er antatt å være ren nedbør og saltinfiltrasjon fra veg. Det er antatt en nedbørmengde på 1000 mm/år.
3. *Støyvoll*: Sortert fraksjon bestående av stein eller grus. Omfanget på gjenbruksmaterialet er angitt til 10 m bred, 5 m tykk og 100 m lang.
4. *Overbygning*: Sortert fraksjon bestående av stein eller grus. Omfanget på gjenbruksmaterialet er angitt til 35 m bred, 1 m tykk og 500 m lang.
5. *Underbygning*: Usorterte fraksjoner. Antatt tilsvarende omfang på underbygningen som for overbygningen, dvs. ca. 35 m bred, 5 m tykk og 500 m lang. Grunnvann som strømmer gjennom underbygning er antatt å være rent.
6. *Transport (spredning og fortykning)*: Overbygning infiltreres på skulderen av veggen og delvis gjennom asfalt. Dette vurderes til maksimum å tilsvare 30 % av nedbøren over området. 30 % anses som et konservativt tilfelle.
7. *Biologiske forhold*: Mikroorganismer tilsvarende liv i mineraljord med lavt innhold av organisk karbon (< 1 %).
8. *Arealbruk*: Kvalitetskravene som skal overholdes er drikkevannskvalitet i grunnvann >50 m fra veg. En mindre overflatebekk leder vann fra nærområdet til resipient, bekken antas å ha en gjennomsnittlig vannføring tilsvarende ca. 5 l/s. Kvalitet i overflatevann skal tilfredsstillende tilstandsklasse II eller bedre⁸.
9. *Eksponeringsbetingelser*: Risiko for helse- og miljøeffekter ved eksponering til grunnvann og overflateresipient vektlegges. Helseeksponering skjer via drikkevann i grunnvannsbrønn og inntak av fisk fra resipient (10 % av normalinntak). Øvrige eksponeringsveger iht. SFT 99:01A vurderes⁷. Direkte eksponering til materialet forekommer kun i bygge- og rivefasen av veggen.

Der hvor gjenbruksmaterialer skal benyttes til andre konstruksjoner enn oppbygning av veg bør scenariet tilpasses hvert enkelt tilfelle. Støyvoll ved bruk av bildekk som materiale inngår som et egen risikovurdering under bildekkrapporten⁴.

3.3 Trinn 3 – Karakterisering av sementbaserte materialer

3.3.1 Type og opprinnelse i markedet

Knust betong og murverk produseres ved rivning av fundamenter og konstruksjonselementer fra bygninger og infrastruktur. Rivematerialet får betegnelsen resirkulert tilslag etter nedknusing og sikting, og kan benyttes i bunden bruk og ubunden bruk. Dersom gjenvunnet tilslag benyttes i ny betongproduksjon betegnes bruken som bundet. Den største andelen av knust betong og murverk (> 95 %) benyttes imidlertid i ubunden bruk, som for eksempel i grøfter, veger etc. Det er ved ubunden bruk at potensiell negativ miljøpåvirkning bør vurderes. Tabell 1 viser hvordan resirkulert tilslag klassifiseres som knust betong, Type 1, og blandet masse, Type 2⁹.

Tabell 1: Klassifisering av resirkulert tilslag i ubunden bruk

Bestanddel	Type 1		Type 2	
	Knust betong		Blandet masse	
	A	B	A	B
	Bunden bruk	Ubunden bruk	Bunden bruk	Ubunden bruk
<u>Hoveddelmaterialet</u>				
Knust betong og/eller naturtilslag	> 94 %		----	
Knust betong, knust murverk og naturtilslag	----		> 90 % ¹⁾	
<u>Andre granulære delmaterialer:</u>				
Knust murverk	< 5 %	< 5 %		----
Knust gjenbruksasfalt	< 5 %	< 5 %		< 5 %
<u>Ikke mineralisk innhold</u>				
Treverk, papir og metall, isolasjonsmaterialer*, planterester**, plast, glass, gummi annet		< 1 %		< 2,5 %
*Isolasjonsmaterialer		< 0,1 v. % ²⁾		< 0,5 v. % ²⁾
**Planterester		< 0,1 v. % ²⁾		< 0,5 v. % ²⁾
Densitet – ovenstørr ³⁾ - vannmettet overflatetørr ³⁾		> 2000 kg/m ³ > 2000 kg/m ³		> 1500 kg/m ³ > 1800kg/m ³
Vannabsorpsjon		< 10 %		< 20 %

¹⁾ For bruksområder der det stilles andre krav til resirkulert tilslag enn materialsammensetning, anbefales det å holde andelen ren betong og/eller naturtilslag på min. 80 %.

²⁾ For planterester og isolasjonsmaterialer regnes prosentandelen i volumprosent.

³⁾ Utføres ihht. NS-EN 1097 – 6. Kravet skal oppfylles for minst en av metodene.

Det kan være stor forskjell på kvaliteten til resirkulert tilslag, siden opprinnelsen til materialet er betong- og murverkskonstruksjoner med varierende brukstid og eksponeringsmiljø. For eksempel, under Type 1 inngår både høyfastbetong og betong benyttet til boligformål (innendørs) med mye lavere fasthet. Når det gjelder utlekking, vil det være av betydning at høyfast betong har liten karboniseringsdybde ved avhending, høy sementmengde og mineralske tilsetninger, sammenlignet med betong som er av normal kvalitet. Tilslagsklassen Type 2 vil i større grad variere i sammensetning enn Type 1, siden dette er en blandet masse som består av både knust betong og murverk.

3.3.2 Undersøkte prøver i Gjenbruksprosjektet

I Tabell 2 gis det en oversikt over hvilke prøver som ble karakterisert i dette prosjektet. Tabellen angir også hvilken prøving som ble utført (kjemisk analyse, siktekurver etc.). Prøvenavnet i tabellen angir hvilken type knust betong (Type 1 eller Type 2) og kornstørrelse (mm).

Tabell 2: Oversikt over karakteriserte prøver Gjenbruksprosjektet. L og R i tabellen betegner henholdsvis laboratoriestøpt prøve og reell prøve tatt på gjenvinningsanlegg

Prøvenavn	Totalinnhold	Utlekking	Syreløselighet	Mekanisk ^c	Opprinnelse
DB 212 Type 1_0-4 mm	x	X	x	x	L
DB 212 Type 1_4-8 mm	x	X	x	x	L
DB 212 Type 1_8-16 mm	x	X	x	x	L
RCA Type 1_10-20 mm ^a		X	x	x	R
RCA1 Type 1_10-20 mm ^b	x			x	R
RCA Type 1_20-120 mm	x	X	x	x	R
RCA Type 2_0-10 mm	x	X	x		R
RCA Type 2_10-20 mm	x	X	x		R
RCA1 Type 2_10-20 mm ^b	x			x	R
RCA2 Type 2_10-20 mm ^b	x			x	R
RCA3 Type 2_10-20 mm ^b	x			x	R
RCA4 Type 2_10-20 mm ^b	x			x	R
RCA5 Type 2_10-20 mm ^b	x			x	R
RCA Type 2_10-38 mm	x	X	x	x	R

^a Materialet er benyttet i kjemisk nedbrytningsforsøk¹⁰,

^b Inngår i utprøving av deklarasjonsordning¹¹,

^c Omfatter manuell sammensetningsbestemmelse, densitet, vannabsorpsjon, korngradering.

3.3.3 Total kjemisk sammensetning

Total kjemisk sammensetning av resirkulert tilslag vil variere siden det kan være stor forskjell på bulksammensetningen. Det vil si andelen betong, tegl, fugemørtel, pussmørtel, malingsrester og innblanding av andre materialer (for eksempel asfalt).

Kjemisk sammensetning for knust betong er avhengig av delmaterialene i betong, som er sement, naturtilslag, mineralske tilsetninger og organiske tilsetningsstoffer. I utlekkingssammenheng vil mengde og type sement være avgjørende fordi sementmineralene foreligger som stabile hydrater ved høy pH i vanlig betong. Ved for eksempel karbonisering senkes betongens pH og hydratene omdannes til andre mineraler. Ved pH < 10,8 er alle hydratfasene ustabile. Videre så er det viktig å ta hensyn til at dagens og fremtidens betongresepter i økende grad vil bestå av blandingssementer (CEM II). I Norge anvendes sementer med innmalt flyveaske, slagg og kalkstein for å redusere klinkerandelen i sementen. Slike blandingssementer benyttes i økende grad som standardsementer.

For den andre hovedgruppen, blandet masse, er det vanskeligere å angi spesifikk kjemisk sammensetning fordi andelen og type materiale varierer.

3.3.3.1 Knust betong, Type 1

Betong er et materiale som i utgangspunktet består av delmaterialer fra naturlig forekommende mineraler. Dagens betong består av følgende bestanddeler angitt i vekt %:

- Tilslag (66-75 %)
- Sement (11-17 %)
- Vann (6-10 %)
- Mineralske tilsetninger (flyveaske, slagg, mikrosilika, gips, kalksteinfiller)
- Organiske tilsetningsstoffer (< 0,4 %)

Naturtilslag kan variere en del i mineralsammensetningen avhengig av hvor å hvilke forekomster som blir utvinnet. Naturtilslag av granitt har følgende typiske sammensetning (vekt%)¹²:

- SiO₂: 70-77 %
- Al₂O₃: 11-13 %
- K₂O: 3-5 %
- Na₂O: 3-5 %
- Total Fe: 2-3 %
- CaO: 1 %
- MgO og TiO₂: < 1 %

Portlandsementklinker fremstilles ved å brenne en finmalt råblending (råmel) av kalkstein (vesentlig CaCO₃) og materialer som inneholder SiO₂, Al₂O₃ og Fe₂O₃ (kvarts, leire, skifer, bauxitt, jernslig o. l.). Råmelet brennes i en roterovn under kontrollerte betingelser. Etter brenning og avkjøling males klinkeren i møller sammen med opp til 5 vekt % gips (CaSO₄ x 2H₂O) eller anhydritt (CaSO₄), noe kalksteinsmel, jernsulfat (kromatreduserende) og små mengder nedmalingshjelpemidler (grinding aid). Sistnevnte tilsettes i < 0,05 % av sementvekt og trietanolaminholdige stoffer er mest benyttet. Etter denne prosessen får materialet betegnelsen sement. I dagens betongproduksjon i Norge brukes det standardsementer (CEM I) i tillegg til en økende andel blandingssementer (CEM II) med innmalt flyveaske, slagg og kalkstein.

Organiske tilsetningsstoffer tilsettes betongen for å endre dens fysiske egenskaper som støpelighet, frostbestandighet, størkningstid og vannforbruk. En oversikt over de mest benyttede organiske tilsetningsstoffene i Norge er vist i Tabell 3. Mengde og anvendelsesmåten er avhengig av tilsiktede betonegenskaper i fersk og herdet tilstand. Tilsetningsmengden i væskeform overstiger normalt ikke 0,4 % av betongens vekt^{13, 14, 15}. Væskemengden består vanligvis av maksimalt 40 % (m/m) tilsetningsstoff.

Mer enn 85 % av dagens benyttede tilsetningsstoffer i Norge er plastifiserende (P) og superplastifiserende (SP) stoffer og av disse er akrylbaserte kopolymerer mest benyttet fremfor tradisjonelle stoffer basert på lignosulfonater. Melamin- og naftalenkondensater benyttes i minkende grad.

Tabell 3: Typiske organiske tilsetningsstoffer til betong

Type	Kjemisk aktivt stoff	% Andel av det norske markedet ¹
Superplastifiserende	ko-polymer dispersjoner	48
	Sulfonert melamin-formaldehyd kondensat	3,4
	Sulfonert naftalen-formaldehyd kondensat	1,6
Plastifiserende	Lignosulfonat	33
Akselererende	Karbonat (kalium karbonat), nitrat (kalsiumnitrat), thiocyanate	6,9
Retarderende	Hydroksidkarboksylsyre (natriumglukonat), fosfater (fosfonat)	2,9
Luftinnførende	Sulfonsyre, karboksylsyre Tensider (såpelignede, skumdannede) Talloljederivater, (eks. furuoljederivat)	4,3

¹ Statistikk fra 2005, Norsk Komité for tilsetningsstoffer til sement, mørtel og betong (NCCA)

I dette prosjektet er det støpt 5 forskjellige betongblandinger i laboratoriet, se vedlegg 1. Det er benyttet sementer med og uten flyveaske fra Norcem A.S. I Tabell 4 angis den kjemiske sammensetningen av de undersøkte Type 1 materialene. Organisk stoffmengde i betongen angis som vekt % totalt organisk karbon (TOC). Verdiene er sammenlignet med Sloot et al 2001¹⁶.

Tabell 4: Total kjemisk sammensetningsområde for Type 1 materialet undersøkt i Gjenbruksprosjektet og litteraturverdier¹⁶

Parameter	Totalinnhold (mg/kg)		
	Gjenbruksprosjektet ¹	Litteratur ²	Normverdi
As	< 9,8	0,4-4,5	2
Pb	6,5-31	0,9-17	60
Cd	< 0,72	0,1-1,5	3
Cu	12-24	2,2-54	100
Cr (totalt)	49-80	5-110	25
Hg	0,009 ^a	< 0,003-0,02	1
Ni	14-19	2,2-12	50
Zn	43-53	4,3-69	100
V	35-53 ^b	2,4-22	---
Sb	< 3,3 ^b	< 0,16-1,3	---
PAH	0,02 ^a	---	---
PCB	< 0,004 ^a	---	---
TOC	1200-3000 ^b	---	---

¹ Verdier fra 3 prøveuttak (RCA_Type 1_20-120 mm, RCA1 Type 1 10-20 mm og DB 212 Type 1_0-4 mm).

² Totalinnhold i 10 forskjellige kommersielle sementer omregnet til betongvekt (sementvekt = 400 kg/m³, densitet = 2400 kg/m³). Forutsetter at andre delmaterialer ikke bidrar [16].

^a Kun målt i RCA1 Type 1 10-20 mm.

^b Kun målt i RCA1_Type 1_20-120 mm og DB 212 Type 1_0-4 mm.

Tabell 4 viser verdier for totalinnhold målt direkte på nedknust betong og verdier omregnet fra totalinnholdet i forskjellige kommersielle sementer¹⁶. En slik omregning er gjort ut fra et gitt sementinnhold i betongen (400 kg/m³) og det er forutsatt at andre delmaterialer ikke bidrar (ikke tilgjengelig). I nedknust betong forandres sementinnholdet i forhold til fraksjonen, se 3.3.4.2.

3.3.3.2 Blandet masse, Type 2

I dette prosjektet er det benyttet reelle prøver av blandede masser med forskjellig kornstørrelse tatt direkte fra gjenvinningsanlegg. Disse prøvene har opprinnelse fra 25-70 år gamle konstruksjoner og vil derfor representere dagens sementbaserte gjenbruksmaterialer (blandet masse). Det kjemiske innholdet av uorganiske og organiske stoffer til disse prøvene ble sammenlignet med tidligere uttatte prøver av samme hovedtype og er vist i Tabell 5^{17, 18}.

Tabell 5: Total kjemisk sammensetningsområde for Type 2 materialet undersøkt i Gjenbruksprosjektet, litteraturverdier^{17, 18} og normverdier for jord ved mest følsomt arealbruk⁷

Parameter	Totalinnhold (mg/kg)			
	Gjenbruksprosjektet ¹	Litteratur ²	RESIBA ³	Normverdier for jord
As	3,2-6,4	-----	1,0-3,1	2
Pb	4,5-62	15-185	6-33	60
Cd	< 0,72	-----	< 0,1-0,2	3
Cu	9,3-150	-----	16-64	100
Cr (totalt)	49-120	56-147	64-82	25
Hg	0,021-0,036 ^a	-----	0,01-0,07	1
Ni	15-36	46-107	17-20	50
Zn	43-553	34-221	64-172	100
V	80-92 ^b	40-86	-----	-----
Sb	< 3,3 ^b	-----	-----	-----
PAH	0,03-9,2 ^a	-----	0,74-19,8	-----
PCB	< 0,004-0,009 ^a	-----	0,013-0,14	-----
TOC (%)	0,7-2,1 ^b	-----	-----	-----

¹Verdier fra 8 forskjellige prøveuttak.

²Verdier fra 5 forskjellige prøveuttak¹⁷.

³Verdier fra 4 forskjellige prøveuttak¹⁸.

^aMålt i 5 uttak¹¹.

^bMålt i RCA Type 2_0-10 mm, RCA Type 2_10-20 mm og RCA Type 2_10-38 mm.

3.3.4 Fysiske egenskaper

3.3.4.1 Vannabsorpsjon, partikkeldensitet og bulkdensitet

Knust betong har høyere vannabsorpsjon enn naturlig steinmaterialer. I en vegkonstruksjon betyr dette at oppholdstiden til infiltrert vann i konstruksjonen vil være betydelig høyere ved bruk av dette materialet. I Gjenbruksprosjektet ble vannabsorpsjonen målt for knust betong (Type 1) etter forskjellige eksponeringstider i laboratoriet¹⁰. I dette forsøket ble den kjemiske nedbrytningen av materialet målt under akselererte laboratoriebetingelser. Alle resultater viser at absorpsjonen er høyere enn for naturlig tilslag, se Tabell 6. Høyere absorpsjon vil resultere i større sannsynlighet for kjemisk lokal likevekt i systemet. Dette medfører en tilnærming til utlekkingsdata oppnådd i laboratoriet.

Tabell 6: Partikkeldensitet og vannabsorpsjon for knust betong

Prøve	Ovnstørr densitet (kg/m ³)	Vannabsorpsjon %
¹ RCA Type 1_10-20 mm	2,14-2,61	4,36-6,1
RCA Type 1_20-120 mm	2,42	4,0
² Type 1: 10-20 mm	2,3-2,5	2,5-5,0
² Type 2: 10-20 mm	2,0-2,4	4-14
Naturtilslag: 8-22	2,65-2,75	0,5-0,9

¹Resultater DP3 for et materialet ved forskjellige eksponeringstider [10],

²RESIBA resultater. Det er undersøkt 5-7 prøver angitt i et intervall med høyest og lavest verdi.

I Tabell 6 vises også partikkeldensitet (ovnstørr). Typiske verdier for bulkdensitet for knust betong 10-20 mm (Type 2) er målt i området 1120-1230 kg/m³¹¹. For tilslag på 20-120 mm er det vanskelig å bestemme bulkdensitet etter standardmetoder i laboratoriet. Bulkdensitetsforsøk ble imidlertid utført i felt på knust betong (20-100 mm). Verdier etter komprimering ble rapportert i området 1,8-1,9 kg/m³¹⁹. Ved reell bruk i for eksempel et vegscenario med infiltrering av nedbør, vil økt partikkeldensitet (tettere tilslagskorn enkeltvis) gi lavere diffusjonshastighet for kjemiske komponenter ut til porevannet. Ved utlegging i veg eller grøfter vil tilslaget bli komprimert i forskjellig grad. Økt komprimering (og dermed økt bulkdensitet) vil medføre redusert infiltrering (lavere permeabilitet).

3.3.4.2 Kornfordeling og tekstur

Det produseres forskjellige fraksjoner resirkulert tilslag. Ut fra hva som typisk benyttes til anleggsformål ble et utvalg av typiske fraksjoner undersøkt for utlekking i dette prosjektet, se Tabell 2. Kornfordelingskurvene til disse fraksjonene er vist i vedlegg 2. Kornfordelingen er viktig med hensyn til den spesifikke overflaten til materialet. Desto mindre fraksjon pr. volumenhet jo større overflate er i kontakt med innfiltrert nedbør i felt. Kornfordelingen er også viktig med hensyn til sementinnhold. Ut fra de erfaringer som er gjort ved nedknusningsprosedyrer i laboratoriet, ser vi at små fraksjoner inneholder en større andel sementpasta (syreløselig andel), og disse fraksjonene vil derfor ha et høyere utlekkingspotensial enn fraksjoner med mindre andel pasta. Dette vises i Tabell 7, der andel sementpasta (angitt som syreløselig andel) øker med avtagende partikkelstørrelse. En varierende mengde sementpasta (vann + hydratisert sement) korresponderer til en tilsvarende varierende mengde sement i fraksjonen. Type 2 materialet vil i enkelte tilfeller ha mindre syreløselig andel enn Type 1 fordi delmaterialer som tegl er innblandet. Utlekkingsforsøkene i dette prosjektet har derfor blitt utført på prøvematerialet med forskjellig andel sementpasta (se avsnitt 3.4.2).

Tabell 7: Syreløselig andel i forskjellige fraksjoner

Prøve	Syreløselig andel (%)							
	Opprinnelig ¹	0-4	4-8	8-16	0-10	10-20	10-38	20-120
DB 210	23	30	20	15				
DB 211	17	25	15	10				
DB 212 ²	18	28	18	13				
DB 213	22	27	16	12				
DB 214	19	24	14	11				
RCA Type 2_0-10 mm					17,6			
RCA Type 2_10-20 mm						16,4		
RCA Type 1_10-20 mm						23		
RCA Type 2_10-38 mm							16,7	
RCA Type 1_20-120 mm								14,9

¹Syreløselig andel på opprinnelig nedknust materialet uten delfraksjonering.

²Omfatter prøvene DB 212 Type 1_0-4 mm, DB 212 Type 1_4-8 mm og DB 212 Type 1_8-16 mm.

3.3.5 Mekaniske egenskaper og permeabilitet

Mekaniske egenskaper ble målt på flere typer resirkulert tilslag i Gjenbruksprosjektet og funnet akseptable i forhold til naturlige steinmaterialer. I mangel på mer tilpasset metode, bruker man Los Angeles test (EN 1097-2), standardmetoden for vurdering av partikkelstyrke og motstand mot nedknusing av steintilslag. Vegnormalen stiller samme krav til mekanisk styrke for resirkulert tilslag og vanlig tilslag. Maksimum LA-verdi er 35 for bruk i bærelag og 40 for bruk i forsterkningslag²⁰. Fullskalaforsøk og treaksiell testing i laboratoriet har imidlertid vist at selv resirkulert tilslag med dårligere partikkelstyrke (LA-verdi) likevel kan oppnå høy stivhet og dermed høy bæreevne av vegkonstruksjoner, takket være etterbindingen i finstoffet. Mer om metoder for vurdering av mekaniske egenskaper av resirkulert tilslag er å finne i andre rapporter fra Gjenbruksprosjektet^{21, 22}.

Lavere mekanisk styrke påvirker utlekkingen ved sprekkdannelse og dannelse av mindre partikkelstørrelse ved mekanisk belastning. Dette fører til at *ny* overflate kan komme i kontakt med infiltrert vann og luft. Dette øker karboniseringshastigheten samtidig som endrede pH forhold endrer utlekkingsegenskapene (se kapittel 3.4). Målinger av utlekkingspotensial som funksjon av mekanisk belastning i laboratoriet er meget omfattende.

Måling av utlekking ved mekanisk belastning ble derfor utført i feltforsøket under reelle betingelser (belastning fra trafikk), se avsnitt 3.6.2. Dersom en direkte sammenheng mellom belastning og utlekking skal bestemmes bør dette utføres systematisk i laboratoriet. Gjennomførte mekaniske tester i Gjenbruksprosjektet vil gi et godt datagrunnlag som utgangspunkt.

Permeabiliteten til materialet er høyere enn for naturlige steinmaterialer. Under reelle betingelser er det mer relevant å betegne denne parameteren som *hydraulisk konduktivitet (k)*, som beskriver evnen *vann* har til å strømme gjennom utlagt materiale i dette tilfellet. Konduktiviteten vil synke ved økende komprimering av materialet (ved utlegging eller ved belastning fra trafikk). Ved bruk av grovere masser i forsterkningslag og ved ekstern belastning, vurderes konduktiviteten fortsatt til å være tilstrekkelig høy til at nedbøren infiltrerer fremfor å strømme på siden av konstruksjonen. Dette vil også være avhengig av dannelsen av finere partikler og påfølgende sementering som igjen vil være en funksjon av mekanisk styrke og opprinnelig karboniseringsgrad.

3.3.6 Mineralogi og kjemisk spesiering (tilstand)

Mineralogien beskriver hvilke mineraler materialet består av. Den kjemiske spesieringen beskriver hvilken kjemisk form de forskjellige uorganiske og organiske stoffene foreligger på, både i fast- og væskefase. I knust betong vil derfor mineralogien til sementpastaen (og til en viss grad tilslaget) sammen med den kjemiske spesieringen av stoffer i porevann og pasta være bestemmende for utlekkingsegenskapene.

I blandede masser vil det være en del mengde tegl. Dette kan føre til en lavere material-pH sammenlignet med ren knust betong, avhengig av mengde innblandet tegl. I fraksjoner med større mengde finstoff (0-8 mm) kan teglandelen ha sementerende egenskaper i kontakt med kalsiumhydroksid og vann (pozzolanisk effekt)²³. Dette vil gi en tettere masse med lavere hydraulisk konduktivitet der diffusjonsegenskapene er mer bestemmende for utlekkingen enn likevektsbetingelser.

Pastaen består av ulike kalsium-, silisium- og aluminhydrater i tillegg til ferrittfase og kalsiumhydroksid. Porevannet har en høy pH og alkalinitet som skyldes høy konsentrasjon av oppløste alkalier og kalsiumhydroksid. Sementpastaen er ”limet” mellom tilslagskornene i betong der porevannet har $\text{pH} > 13$. Betongkonstruksjoner vil vanligvis være utsatt for karbonatisering (reaksjon med CO_2 fra luft oppløst i vann) som fører til at pH verdien synker til < 10 . Dette er en langsom prosess og det vil som regel kun være det ytterste sjiktet av betongen som er karbonatisert, avhengig

av eksponeringsforholdene og betongkvaliteten. I denne prosessen blir hydratfasene i pastaen nedbrutt og oppløst kalsiumhydroksid omdannes til utfelt kalsiumkarbonat i porestrukturen til betongen.

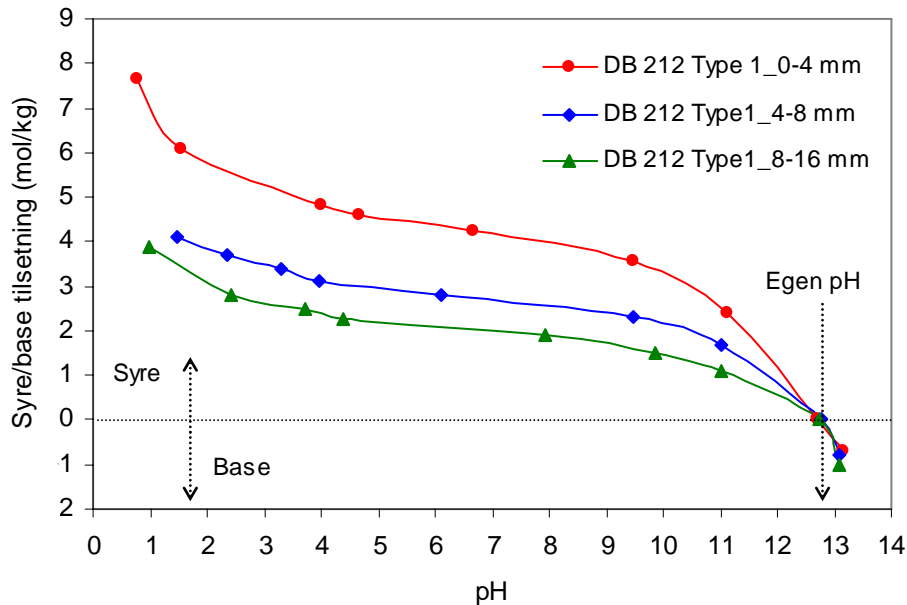
Når knust betong benyttes i et vegscenário, vil den være utsatt for både karbonatisering og for væskeinfiltrasjon, der begge forholdene fører til en raskere senkning av pH. Infiltrasjonen er egentlig en form for karbonatisering fordi oppløst kalsiumhydroksid felles ut som kalsiumkarbonat på et senere tidspunkt, sannsynligvis i blandingssonen under vege²⁴. Dette vil derfor føre til en oppløsning av pastaen.

Den høye pH verdien gjør derfor sementpastaen bestandig mot oppløsning. Ved $\text{pH} > 12$ i porevannet kan noen metaller forligge som hydroksidkomplekser (Pb, Cd, Cu etc). Andre metaller kan danne fast løsning med mineraler eller være adsorbent til en sementmineralhydratfase. Når pH synker som følge av enten reaksjon med CO_2 (karbonatisering) eller oppløsning/utlekking av kalsiumhydroksid, vil pastamineralene suksessivt oppløses og frigjøre eventuelt bundet/adsorbent metall. I tillegg vil metallhydroksidene løses. Dette gir høyere metallkonsentrasjoner i porevannet, som senere kan bli vasket ut.

Når pH synker videre til $< 10,8$ (langtidseksponering i felt) vil metallspesieringen forandres igjen. Alle sementhydratfasene er ustabile og vil bli degradert. I pH-området 7-10 kan metallene danne organiske komplekser med oppløst organisk materiale, danne komplekser med karbonatspesiene, eller være adsorbent til jern- og aluminiumoksider. For å bestemme hvilke prosesser som er dominerende, må den kjemiske spesieringen bestemmes (se avsnitt 3.5.2). I jord vil oppløst organisk materiale ha sterk påvirkning på metallutlekking i dette pH området²⁵. I applikasjoner der knust betong har liten kontakt med jord og jordvæske vil metallspesieringen i større grad være på karbonatform eller den vil være avhengig av adsorpsjon til mineralfaser^{26, 27}.

3.3.7 Kjemiske egenskaper (syrenøytraliseringskapasitet, reduksjonskapasitet, nedbrytbar organisk innhold)

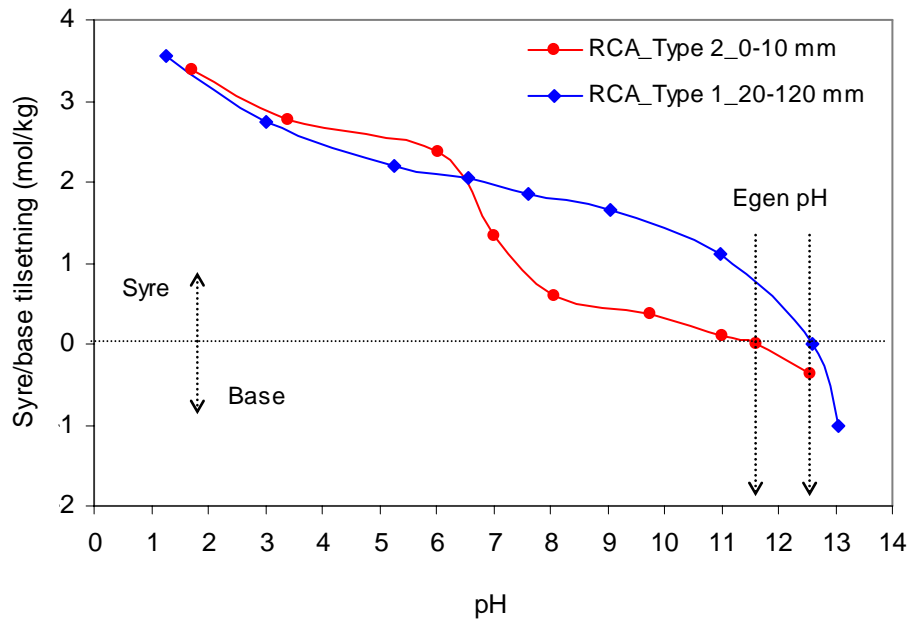
Betong har høy syrenøytraliseringskapasitet på grunn av sin høyalkaliske karakter (ANC, eng; Acid Neutralization Capacity). Dette betyr at når pH synker i betongens porevann vil den opprettholdes (bufferes) ved at mer kalsiumhydroksid løses fra hydratfasene. ANC er avhengig av mengden pasta (syreløselig andel) i materialet og karbonatiseringsgraden. I Tabell 7 er mengden pasta angitt for de undersøkte materialene i dette prosjektet. ANC vil derfor være direkteproporsjonal med pastainnholdet for materialet med samme karbonatiseringsgrad. Dette er vist i Figur 3, der ANC er målt på samme materialet (DB 212) med tre forskjellige partikkelstørrelser og derfor forskjellig pastainnhold etter standard metoden CEN/TS 14429²⁸.



Figur 3: Syre/base nøytraliseringskapasitet for Type 1 materialet med forskjellige partikkelstørrelser og lik karbonatiseringsgrad utført etter CEN/TS 14429²⁶.

ANC er også avhengig av type materialet (Type 1 eller Type 2). Type 1 materialet inneholder ofte en større andel knust betong og har derfor høyere syrenøytraliseringskapasitet enn Type 2 materialet som inneholder en andel teglstein. Når CO₂ fra luften løses i betongens porevann, reagerer oppløst CO₂ med Ca ionene slik at kalsiumkarbonat felles ut. En slik karbonatiseringsprosess fører til at betongens pH synker til < 10. Syrenøytraliseringskapasiteten vil dermed også synke.

I Figur 4 vises ANC for Type 1 (RCA Type 1_20-120 mm) og Type 2 (RCA Type 2_0-10 mm) materialer med henholdsvis ingen karbonatisering og karbonatisering, som vises ved at det er stor forskjell (> 1 pH enhet) i materialets egen pH. Videre så viser den samme figuren en signifikant mindre nøytraliseringskapasitet ved pH > 8 for materialet som er delvis karbonatisert (RCA Type 2_0-10 mm) som følge av kalsiumkarbonat (pK_a = 8,3). I pH området 6-8 ser vi at nøytraliseringskapasiteten øker mer i forhold til materialet som ikke er karbonatisert (RCA Type 1_20-120) på grunn av oppløsning av kalsiumkarbonat^{26, 29}. Ved pH < 6 ser vi at ANC forløpet er omtrent det samme med noe høyere ANC verdi for RCA Type 2_0-10 mm da denne prøven hadde noe høyere pastainnhold. Dette ble også funnet for de andre delvis karbonatiserte Type 2 materialene²⁶.



Figur 4: Syre/base nøytraliseringskapasitet for Type 1 og Type 2 materialet med forskjellige partikkelstørrelser og karbonatiseringsgrad²⁶

Utlekkingsmekanismen styres av pH ved at ulike uorganiske og organiske metallkomplekser dannes ved ulike pH (se avsnitt 3.3.6). pH verdien til et materiale med lav syrenøytraliseringskapasitet (RCA Type 2_0-10 mm) vil derfor synke raskere enn materialet med høy kapasitet (DB 212 Type1_0-4 mm) i et feltscenario ved samme ytre forhold. Dette vil igjen gi store forskjeller i beregnet kumulativ utlekket mengde i et gitt tidsrom (eks. 100 år). Utlekkingen av elementer som danner lite løselige spesier (som As, Cr og Sb) ved spesielt høy pH vil derfor øke når pH verdien synker, i motsetning til Cd, Pb, Cu og Zn som vil bli mindre løselig når pH synker fra 13 til 9, noe som er dokumentert i dette prosjektet og i et tidligere studie³⁰. I Gjenbruksprosjektets feltforsøk ble noen av de samme mekanismene også funnet³¹.

3.4 *Trinn 4 – Beskrivelse av fysiske og kjemiske forhold som påvirker utlekking*

Material- og scenariospesifikke (og kombinasjoner av begge) parametere kan potensielt innvirke på utlekkingen. Følgende parametere vil være relevante med hensyn til utlekking³²:

- Felt pH
- Redoksbetingelser
- CO₂ (karbonat likevektssystemet)
- Salinitet
- TOC (totalt organisk karbon)
- Infiltreringsvolum og hastighet
- Komprimering

Det vil imidlertid være svært tidkrevende å evaluere hver og en parameter i laboratoriet og i felt. Videre så vil det være umulig å evaluere innbyrdes effekt av alle parameterkombinasjoner³³.

I praksis vil felt pH (porevann pH) langt på vei være den viktigste parameteren. Den bestemmer i stor grad metallspesieringen (hydroksid, karbonatkomplekser og oksyanioner). I tillegg vil mengde oppløst organisk materiale være bestemmende (organiske metallkomplekser). Innfiltreringshastighet og volum

vil dernest være bestemmende for hvilken mengde som lekker ut og hvilken mekanisme som er styrende (diffusjon eller likevekt). Komprimering vil føre til dannelsen av finere partikler og dermed større reaktiv overflate samtidig som materialet blir tettere.

For å karakterisere utlekkingssegenskapene ved laboratorieforsøk er det valgt å evaluere de indre kjemiske og fysiske egenskapene. Dette kan utføres ved følgende metoder:

- Utlekking som funksjon av pH (pH-stat) og L/S (væske/faststoff forhold eng: Liquid/solid ratio)
- Diffusjonstester
- Tilgjengelighetstester

Utlekking som funksjon av L/S (væske/faststoff) utføres ved at mengden prøvematerialet (eller væske) varieres i området 0,5-10 l/kg (L/S) ved materialets egen pH. Forsøkene pågår i minimum 48 timer for hvert L/S forhold slik at det innstilles en tilnærmet likevekt i eluatet med hensyn til pH³³. I *utlekkingsforsøk som funksjon av pH* holdes L/S konstant når pH varieres [28]. Hensikten er å beregne likevektskonsentrasjonen ved forskjellige pH. Dersom den maksimale mengden utlekket stoff skal måles benyttes en *tilgjengelighetstest*³⁴. Materialet testes her under konservative betingelser ($d_{\max} < 125 \mu\text{m}$ og $L/S = 50$). Dersom *diffusjonsstyrt utlekking* skal bestemmes kan såkalte tanktester benyttes³⁵. Dette er mer relevant for scenarier der vi ikke har infiltrering men der vannet er kun i kontakt med overflaten til et bulkmaterialet, for eksempel neddykkede betongkonstruksjoner eller sementstabilisert jord. I Gjenbruksprosjektet var likevektsprinsippet (pH-stat) prioritert /benyttet for scenarier i veg, da det gir mest konservative resultater.

I utlekkingsstestene nevnt ovenfor, basert på likevektskonsentrasjoner, måles de kjemiske elementkonsentrasjonene ved forskjellige pH, L/S (relateres til infiltreringsgrad i felt) samt total tilgjengelig utlekking. Skal derimot den geokjemiske spesieringen (hvilken kjemisk form elementet forligger på i fast og væskeform) og tidsperspektivet tas med i vurderingen er det hensiktsmessig å benytte numeriske modeller. Geokjemisk spesiering er avgjørende dersom utlekkingsmekanismen skal beskrives. En god beskrivelse ved hjelp av en geokjemisk spesieringsmodell kan langt på vei forklare hvorfor likevektskonsentrasjoner kan variere mange størrelsesordener (se avsnitt 3.4.2). Fordelen ved å karakterisere de indre kjemiske egenskapene til materialet, er at resultatene vil være nærmest universale for forskjellige typer geokjemiske spesieringsmodeller (se trinn 5). Videre så brytes materialet ned ved at sementhydratfaser løses. Dette fører som tidligere nevnt til at pH verdien synker. Dette tidsperspektivet sammenkoplet med utlekking (kumulativ utlekking som funksjon av tiden) kan foreløpig ikke modelleres fullstendig numerisk med hensyn til de kjemiske reaksjonene. Det finnes imidlertid mange studier med fysiske modeller som beskriver hvordan material pH (betong) synker som følge av karbonatisering³⁶.

I Gjenbruksprosjektet er det benyttet geokjemisk modellering til å bestemme den kjemiske spesieringen for knust betong. Noen konstituenten som f.eks. salter vil være tilgjengelighetsstyrt (alt løses uavhengig av pH) og det vil typisk være lett å modellere/regne ut et utlekkingsforløp over tid. Andre mineraler/komplekser vil være sterkt avhengig av pH og dermed ha forskjellig metningsindeks i løsning. For slike utlekkingsforløp er det hensiktsmessig å gjøre antagelser slik at en enkel ikke-numerisk modell som relaterer utlekkingen til tidsperspektivet kan benyttes. For å beskrive den kumulative avgitte mengden i et tidsperspektiv på 100 år er derfor likevektsprinsippet med en gitt infiltreringshastighet benyttet (se avsnitt 3.5.3). Dette er godt beskrevet i litteraturen^{30, 32, 33}.

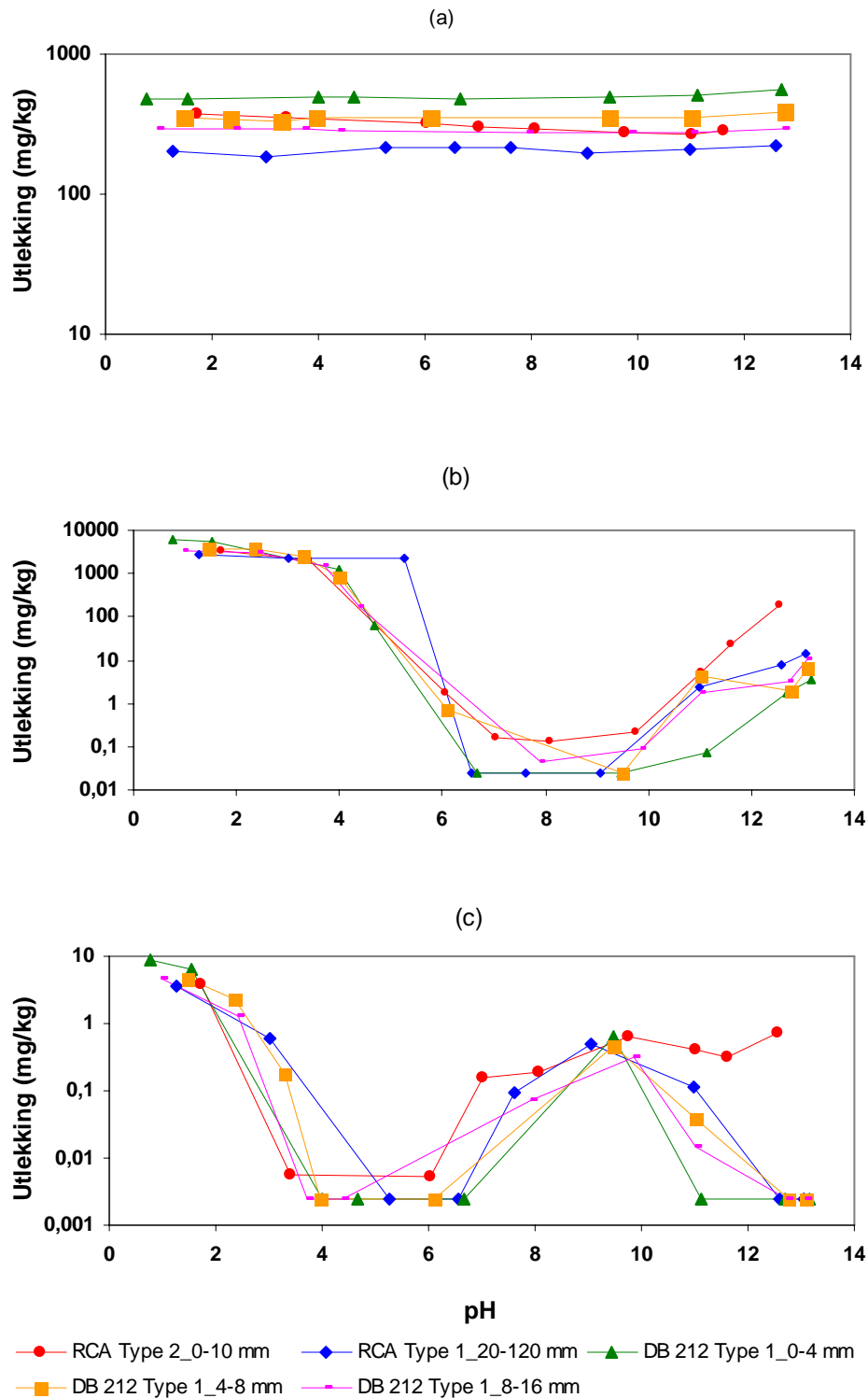
3.4.1 Utlekkingskarakteristikk

Figur 5 illustrerer forskjellen mellom tilgjengelighets- og løselighetsstyrt utlekking. Figuren viser utlekking som funksjon av pH for Na, Al og V.

Kalium, Natrium og Litium er lettløselige og hele den tilgjengelige mengden vil derfor avgis uavhengig av pH. Utlekkingen er således tilgjengelighetsstyrt. Dette vises i Figur 5a, der utlekkningen for Na er tilnærmet uavhengig av pH i løsningen for alle materialene som ble testet i laboratoriet.

Løselighetsstyrt utlekkning er derimot helt avhengig av pH fordi konsentrasjonen i løsningen er avhengig av de forskjellige løselighetsproduktene (K_{sp}) til de mineralfasene/kompleksene som dannes med et element når likevekt innstilles. Elementer som er adsorbent til en mineralfase vil også være helt avhengig av pH. I Figur 5b og Figur 5c vises dette ved at likevektskonsentrasjonen varierer mange størrelsesordener ved forskjellige pH. Elementer kan i forskjellige pH områder ha forskjellige styrende mineralfaser eller danne fast løsning ved høy pH, komplekseres eller adsorberes. En såkalt pH_{stat} utlekkingskurve gir et geokjemisk "fingeravtrykk" for et element i et bestemt materiale. Skal imidlertid styrende mineralfase og overflateaktiv sorpsjonsmekanisme spesifikt identifiseres, benyttes ofte geokjemisk modellering i tillegg til selektive ekstraksjoner^{26, 27, 37, 38}.

I Figur 5c er effekten av karbonatisering vist ved utlekkingen av V som er bundet til kalsiumaluminathydratfasene/ettringitt i sementpasta³⁹. I pH området 12,5-10 kan dette ses ved at V utlekkningen øker kraftig, som følge av oppløsning av ettringitfasen, for prøvene som ikke er karbonatiserte. I RCA Type 2_0-10 mm er ettringitfasen delvis nedbrutt som følge av karbonatisering, og utlekkingen av V vil være mer konstant, vist i Figur 5c²⁷.



Figur 5: Utlekking som funksjon av pH etter CEN/TS 14429 i forskjellige typer RCA for (a) Na, (b) Al og (c) V²⁷

3.4.2 Utlekkingsresultater

Resultatene fra utlekkingsforsøkene i Gjenbruksprosjektet utført på resirkulert tilslag etter CEN/TS 14429 for forskjellige metaller er vist i Figur 6. Konsentrasjonen av Cu, Cd, Pb og Zn viste en

minimumskonsentrasjon ved pH i området 8-9,5. Det ble videre funnet at konsentrasjonen av Cr og As var ved et maksimum i samme pH området. Figur 6 viser også at stabil høy konsentrasjon av Ni ble funnet i det "sure" pH området og at konsentrasjonen avtok med økende pH. Tilsvarende utlekkingsresultater ble også funnet for RCA Type2_10-20 mm og RCA Type 2_10-38 mm.

Utlekkingsverdier oppnådd ved pH omtrent 6,5 til materialets egen pH er angitt i Tabell 8. Dette området ble valgt ut ifra oppnådde pH_{stat} kurver. Tabellen angir konsentrasjonsintervallet (laveste og høyeste konsentrasjon) oppnådd i det angitte pH området. Fra tidligere feltundersøkelser ble det funnet at jordprøver tatt nær det utlagte RCA materialet i en overvannsgrøft hadde en pH 7,5-8,0 etter 3-års felteksponering⁴⁰. Dette viste at RCA materialet, der det ytterste sjiktet var karbonisert, fortsatt var styrende for felt pH ($pK_{aCaCO_3} = 8,3$). I et forsterkningslag i vegen vil infiltreringen være langt mindre enn i en grøft og det forventes at en nedgang til nøytral pH vil ta mye lenger tid.

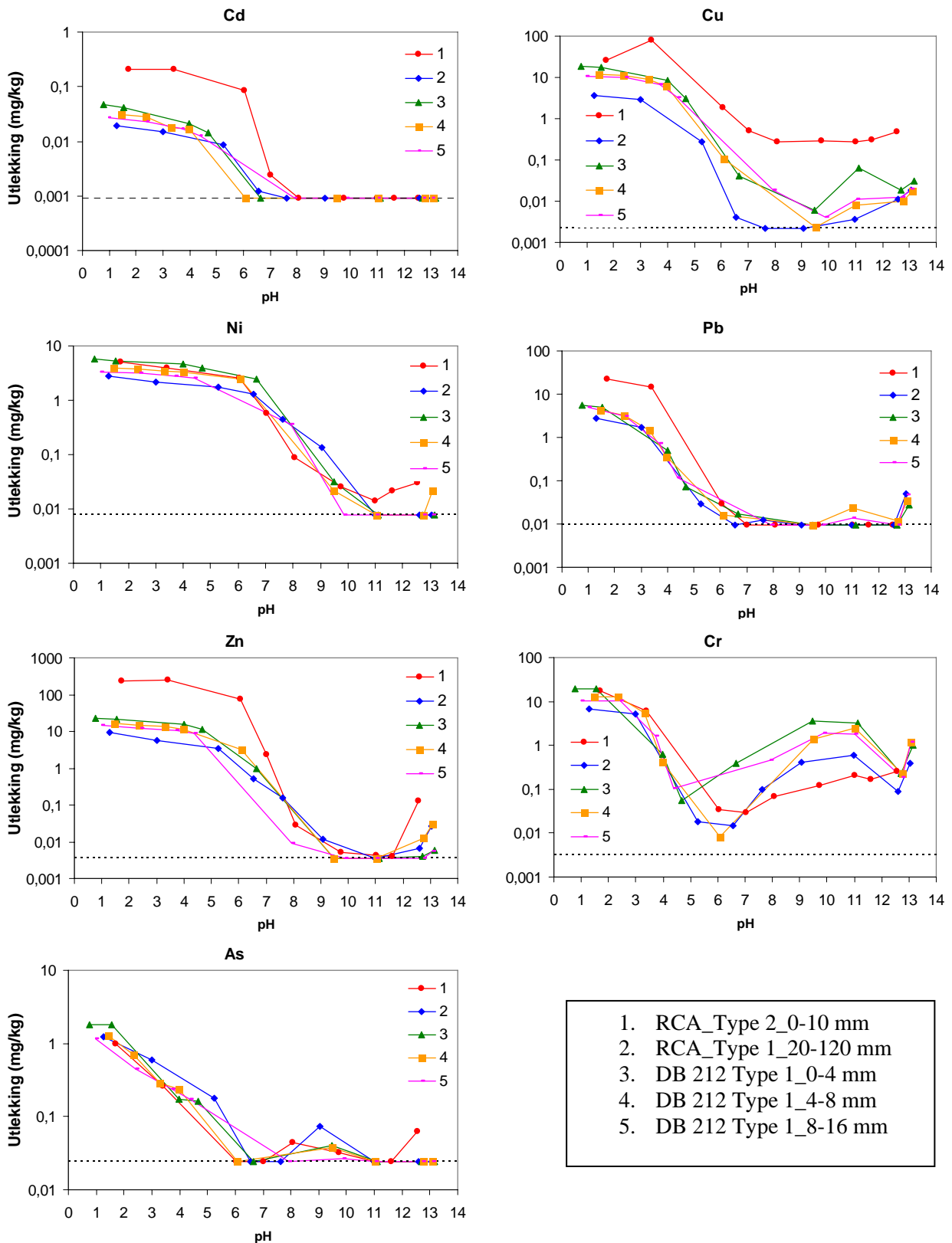
Akselererte nedbrytningsforsøk i laboratoriet viste at materialet (RCA Type 1_10-20 mm) fortsatt hadde stor bufferkapasitet når resultatene ble estimert til 100-års eksponering i en grøft⁴¹.

Utlekkingsverdier fra pH 6,5 til materialets egen start pH vurderes derfor som relevant for den videre risikovurderingen.

Tabell 8 viser også utlekkingen av total organisk karbon (TOC), der høyere verdier ble funnet for Type 2 materialet. Dette er sannsynligvis fordi Type 2 materialet inneholder rester av annet organisk materialet (f. eks malingsrester etc). Det ble videre beregnet en maksimal utlekking i ovennevnte pH område på 0,8 og 3,7 % av totalkonsentrasjonen angitt i avsnitt 3.3.3 for henholdsvis RCA Type 2_0-10 mm og DB 212 Type1_0-4 mm.

For sistnevnte materiale ble det benyttet en akrylbasert kopolymer som tilsetningsstoff. Det kan imidlertid ikke fastsettes hvilken andel av dette stoffet som avgis. Teoretiske beregninger viste at ved 100 % utlekking av dette tilsetningsstoffet fra RCA 0-4 mm Type 1, ville gitt en TOC konsentrasjon på 132 mg/kg (vedlegg 4). Dette tilsvarer en konsentrasjon i væsken på 13,2 mg/L (L/S 10). Andelen avgitt tilsetningsstoff vil mest sannsynlig være lavere. For å verifisere dette bør det utføres flere utlekkingsforsøk etterfulgt av kjemiske analyser av eluatene med hensyn på spesifikke organiske stoffer.

Undersøkelser med hensyn til utlekking av tilsetningsstoffer fra betong finnes i liten grad. En studie i Sverige har vist at signifikante avgitte mengder av talloljer og thiocyanater ble påvist i laboratoriet⁴². Det vil derfor være hensiktsmessig å utføre ytterligere undersøkelser innenfor dette området.



Figur 6: Utlekking som funksjon av pH etter CEN/TS 14429 i forskjellige typer RCA. Horisontal stiplet linje angir deteksjonsgrensen til analysemetoden²⁹

Tabell 8: Utlekkingsresultater fra CEN/TS 14429 for Type I og Type 2 materialet målt i Gjenbruksprosjektet. pH intervall 6,5-12,5.

Parameter	Utlekking fra RCA (mg/kg)	
	Type I	Type 2
As	< 0,022-0,073	< 0,036-0,070
Pb	< 0,007-0,017	< 0,009-0,030
Cd	< 0,0009-0,0012	< 0,0006-0,084
Cu	0,0021-0,065	0,041-1,84
Cr (totalt)	0,014-3,62	0,030-0,96
Hg	i.a.	i.a.
Ni	< 0,008-2,47	< 0,0048-2,59
Zn	< 0,003-3,54	< 0,009-77
TOC	10-106	104-162 ²

i.a. = ikke analysert

3.5 Trinn 5 - Modellering av utlekking fra materiale/konstruksjon

Modellering av utlekking omfatter både modeller som beskriver den kjemiske sammensetningen (geokjemisk spesiering) på porevannet/utlekkingsvannet og massetransporten. Førstnevnte modell kan benytte målte likevektskonsentrasjoner og fordelingskoeffisienter (K_d) i en enkel analytisk modell eller det kan være mer avanserte spesieringsmodeller som tar i bruk tilgjengelige termodynamiske databaser^{33, 43, 44}. For beskrivelse av massetransporten kan det benyttes modeller som beskriver kun denfysiske strømmingen (adveksjon) eller modeller som også inkluderer sorpsjon, utfelling og nedbrytning av spesier^{45, 46}. Som nevnt i avsnitt 3.4 er det ikke publisert arbeider der en modellbeskrivelse bestemmer den kjemiske nedbrytningen av resirkulert tilslag som funksjon av tiden (ved gitte betingelser) samtidig som utlekkingsmekanismen beskrives og kumulativ mengde beregnes. Det er imidlertid i dag mulig å koble sammen avansert geokjemisk spesiering med nedbrytning og fysisk væsketransport.

I Gjenbruksprosjektet ble følgende modeller benyttet for modellering av utlekking fra resirkulert tilslag:

- Konservativ modellering med en gitt fordelingskoeffisient K_d ⁷,
- Avansert geokjemisk modellering med ORCHESTRA⁴⁴,
- Kumulativ utlekking som funksjon av tiden ut fra et likevektsstyrt scenario³³.

3.5.1 K_d modellering

I SFT's risikoveileder beregnes utlekking ved kilden ved å benytte fordelingskoeffisienten, K_d , mellom fast- og væskefase for de forskjellige kjemiske stoffene⁷. De kjemiske stoffenes porevannskonsentrasjoner kan beregnes etter følgende formel:

$$C_w = C_s \cdot \left[K_d + \frac{\theta_w + \theta_a \cdot H}{\rho_s} \right]^{-1} \quad (1)$$

K_d = fordelingskoeffisient mellom jord og væskefase (L/kg)

C_s = konsentrasjon i jord (mg/kg)

C_w = konsentrasjon i porevann (mg/L)

θ_w = vanninnhold i jord (L vann/ L jord)

θ_a = luftinnhold i jord (L luft/ L jord)

H = Henrys konstant

ρ_s = Bulkdensitet på jord (kg/L)

For metaller er:

$$K_d + \frac{\theta_w + \theta_a \cdot H}{\rho_s} \approx K_d \quad (2)$$

For materialer med veldig lite innhold av flyktige stoffer vil leddet med overgangen mellom jord/luft falle bort. For metaller forenkler man derfor ligningen til:

$$C_w = \frac{C_s}{K_d} \quad (3)$$

Vi ser fra (3) at porevannskonsentrasjonen er proporsjonal med konsentrasjonen i jord (totalinnhold)

hvor stigningskoeffisienten er $\frac{1}{K_d}$. I de fleste tilfeller vil derfor de beregnede

porevannskonsentrasjoner være høyere enn de korresponderende likevektskonsentrasjoner målt ut fra utlekkingsstester (CEN/TS 14429). I Tabell 9 er porevannskonsentrasjonen beregnet for prøvene RCA_Type 2_0-10 mm og DB 212_Type 1_0-4 mm ut fra ligning (3). K_d verdiene for metallene angitt i SFT 99:01 for jord er benyttet sammen med totalinnhold av metaller i prøvene. Dette er sammenlignet med pH-stat utlekkingsverdier utført på de samme materialene også vist i Tabell 9. Utlekkingsverdiene er angitt i et intervall med høyest og lavest konsentrasjon for hvert metall i det relevante pH området (se Figur 6).

Resultatene viser at ved samme totalinnhold er de K_d modellerte porevannskonsentrasjonene høyere enn de som blir funnet ved en likevektsstyrt utlekkingsstest. Årsaken til dette er at i sistnevnte metode er lite avhengig av totalinnholdet for elementer som er løselighetskontrollert forutsatt at kjemisk likevekt er oppnådd. I tillegg antas det konservativt i K_d beregningene at hele innholdet av et bestemt grunnstoff er tilgjengelig for fasefordeling mellom faststoff og væske.

Tabell 9: Sammenligning av porevannskonsentrasjoner som beregnet ut fra K_d og konsentrasjoner målt i pH-stat utlekkingsstester (L/S=10) for materialene DB 212 Type 1_0-4 mm og RCA_Type 2_0-10 mm

Parameter	DB 212 Type 1_0-4 mm			RCA_Type 2_0-10 mm		
	Totalinnhold	Beregnet porevann	pH-stat eluat	Totalinnhold	Beregnet porevann	pH-stat eluat
	mg/kg	(Kd) ug/L	pH 6,5-12,6 ug/L	mg/kg	(Kd) ug/L	pH 6,5-11,6 ug/L
As	< 10	< 333	< 2-4	< 10	< 333	< 2-4
Pb	12	12	< 1-2	62	62	< 1-3
Cd	< 0,72	< 24	< 0,1	< 0,72	< 24	< 0,1-8
Cu	24	48	0,6-7	42	84	26-172
Cr (totalt)	49	1632	24-362	116	3864	3-19
Ni	15	150	< 0,8-247	32	320	2-242
Zn	53	530	0,3-96	553	5529	0,4-222 ¹

¹Konsentrasjon ved pH 7,0

3.5.2 Geokjemisk modellering

Det finnes enkeltmodeller (sub-modeller) som beskriver forskjellige adsorpsjonsmekanismer, kompleksdannelse med fast og oppløst organisk karbon, spesifikk adsorpsjon til jern- og aluminiumoksid²⁵. Den geokjemiske modelleringskoden ORCHESTRA (Objects Representing CHEmical Speciation and TRANsport) består av slike sammensatte sub-modeller og beregner den kjemiske spesieringen og konsentrasjonen av de forskjellige spesiene mellom faststoff og væske ved likevekt i et definert system⁴⁴. Modelleringen kan benyttes til å gi en kjemisk beskrivelse av eluatene i et pH avhengighetsforsøk, et gitt grunnvannsystem eller en jordvæske i et feltsenario. ORCHESTRA er en intergrert del i LeachXS (Leaching expert System) som er et databasebasert verktøy for behandling, systematisering, sammenligning av grenseverdier i andre land og modellering av utlekkingsdata. Systemet, som ble benyttet i Gjenbruksprosjektet, er utviklet ved Energy Research Centre of the Netherlands (ECN).

Faststoff/væskesystem er meget komplekst, mange kjemiske overflateaktive mekanismer kan virke samtidig, men noen er mer dominerende enn andre. Ut i fra bare kjemiske analysedata er det svært vanskelig å bestemme hvilke kjemisk form(er) for eksempel et metall forligger som, og hvordan spesiene endres ved endring i pH. Det vil også være vanskelig å forutsi hvilken aktiv overflatemekanisme (kompleksdannelse, ionebytte, etc.) som er dominerende, noe som er viktig å beskrive ved beregning av utlekking over lang tid. ORCHESTRA (og andre geokjemiske modeller) benytter en termodynamisk database i simuleringene slik at den geokjemiske spesieringen er termodynamisk forankret. Input i modellen er:

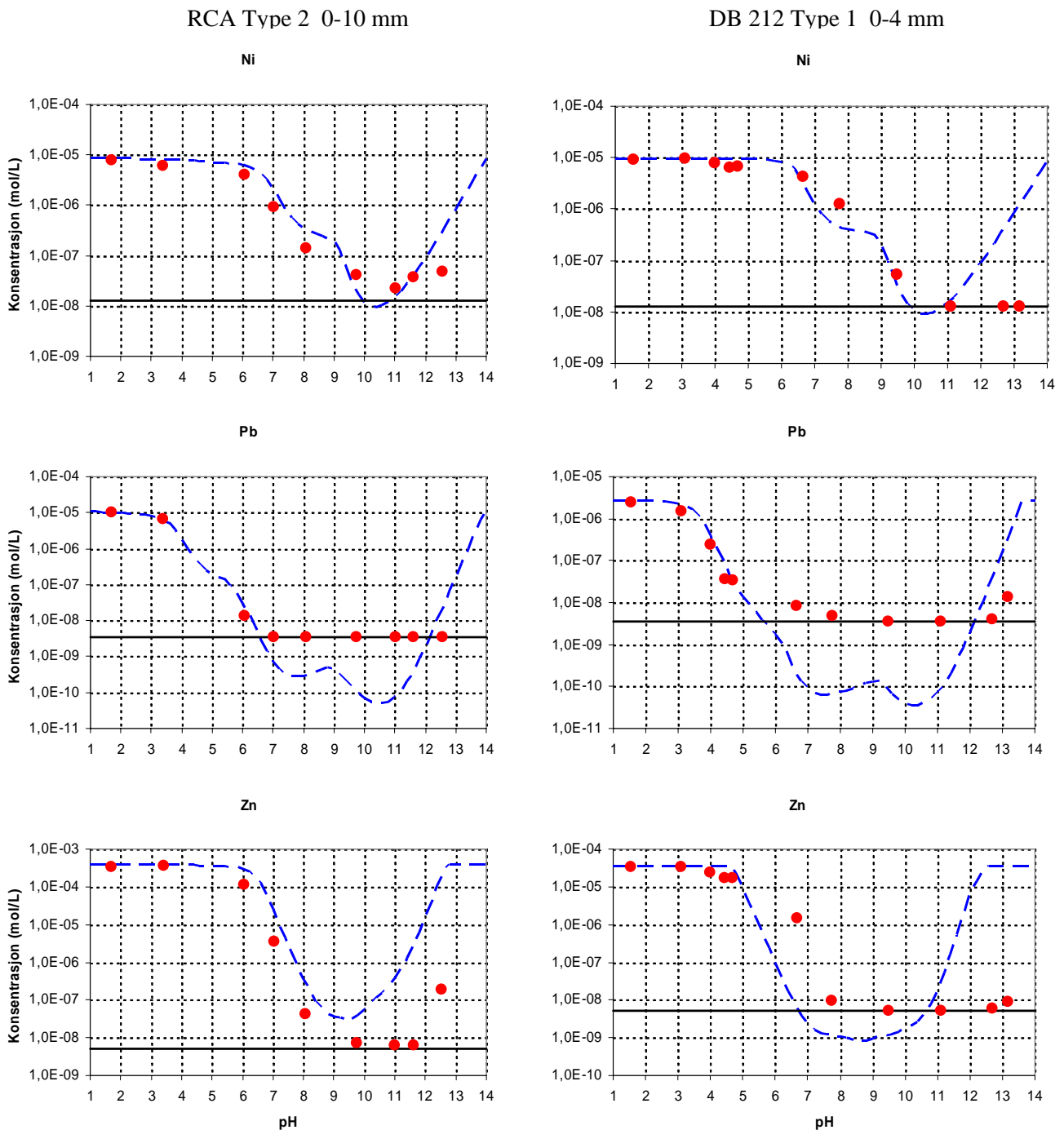
- Kjemiske analysedata (grunnstoffer, TOC og pH) av væskesystemet (f.eks. eluater fra utlekkingssteder)
- Tilgjengelig mengde av grunnstoffene
- Organisk karbonandel i faststoff
- Overflatereaktiv mengde jern- og aluminiumoksid

I Figur 7 er den geokjemisk modelleringen av de målte pH-stat konsentrasjonene over hele pH skalaen vist for metallene Pb, Zn og Ni. Det ble oppnådd godt samsvar mellom simulerte og målte verdier. I den gitte modelltilnærmelsen for Pb foreslås det at $\text{Pb}(\text{OH})_2$ er de dominerende løselighetsstyrende mineralfasen ved høy pH, se vedlegg 3. Ved lavere pH (< 11) foreslår modellen at sorpsjon til aluminium- og jernoksid er den dominerende overflateaktive mekanismen. I vedlegg 3 og 5 vises også modelleringsresultatene av Cu, Cd, og Cr.

En slik geokjemisk modellering skal være et verktøy til å forklare gjeldende og fremtidige prosesser. Dette er selvfølgelig forbundet med usikkerheter og en del vil fortsatt ikke kunne beskrives. I dag finnes det i litteraturen gode modellbeskrivelser på tungmetallutlekking i jord (Cd, Cu, Pb, etc.). Det er imidlertid vanskeligere å forklare, ved geokjemisk modellering, utlekkingsmønsteret til grunnstoffer som danner såkalte oksyanioner (Cr, As, V, Mo, Sb, Se og W). Disse elementene foreligger under oksiderende og alkaliske betingelser som anioner i løsning (CrO_4^{2-} , AsO_4^{3-} , VO_3^- , MoO_4^{2-} , $\text{Sb}(\text{OH})_6^-$, SeO_4^{3-} og WO_4^{2-}) og har derfor helt andre sorpsjonsegenskaper enn det korresponderende (metall)kationet. Modellbeskrivelsen benyttet i Gjenbruksprosjektet er under stadig utvikling og i²⁷ er modelleringen av CrO_4^{2-} og MoO_4^{2-} beskrevet.

Til tross for at modelleringen i enkelte tilfeller ikke kan beskrive hvilken prosess som styrer utlekkingen (f.eks for enkelte oxyanioner) gir likevel pH-stat kurvene et vesentlig bilde på materialets utlekkingskarakter ved forskjellige pH. Dette er spesielt viktig for høyalkaliske materialer, som knust betong, der pH i materialet vil forandre seg som funksjon av tiden (karbonatisering og/eller oppløsning). I de tilfeller der den geokjemiske modellen er beskrivende for pH-stat utlekking, underbygger modellen det generiske utlekkingsbildet som etter hvert akkumuleres og som er vist i Figur 5 og Figur 6. Det vil si at samme type spesier (vanlige hovedoksider, metallkationer eller oksyanioner) viser til samme karakteristiske utlekkingsmønster for samme type material.

I feltscenariet i Gjenbruksprosjektet er både utlekkingskarakteristikken utført i laboratoriet og den geokjemiske modelleringen viktig, fordi gjenbruksmaterialet i overbygningen av vegen har en begrenset nedbørsinfiltrasjon som følge av asfaltdekket. Dette medfører at pH i materialet vil avta over tid (flere år). Relevante estimater på langtidsutlekking kan derfor gjøres på bakgrunn av slike data. De beregnede data kan sammenlignes mot data i Gjenbruksprosjektets feltforsøk der det måles direkte utlekking fra blant annet knust betong³¹. Foreløpig resultater er satt sammen med laboratoriedata og den geokjemisk modelleringen gjennom valideringen i avsnitt 3.6.



Figur 7: Geokjemisk modellering av Zn, Pb og Ni ved bruk av ORCHESTRA. Rød punkter er målinger i laboratoriet, blå stiplet linje er det simulerte konsentrasjonsforløpet som funksjon av pH og heloptrukket linje er deteksjonsgrensen til analysemetoden²⁷

3.5.3 Modellering av kumulativ utlekking som funksjon av tiden: likevekstsstyrt scenario

Utlekkingen er som tidligere nevnt avhengig av scenario- og materialspesifikke parametere. Ved å benytte utlekkingsresultater som beskriver de indre egenskapene til materialet kan forskjellige modeller benyttes avhengig av hvilke mekanismer som styrer den reelle utlekkingen. I et tettpakket deponi vil infiltreringshastigheten være liten (f.eks 1 m/år) slik at mange av de kjemiske konstituentene i porevannet foreligger i tilnærmet likevekt (metning). Mekanismen i et slikt scenario er derfor løselighetsstyrt og konsentrasjonen i porevannet er avhengig av pH. Et slikt scenario kan direkte sammenlignes med utlekkingsmetoder på laboratoriet (pH-stat- og kolonnetester). En modell med en enkel analytisk løsning på et slikt scenario kan beskrives slik³³:

$$M_{t, \text{år}} = 10 \cdot \underbrace{\left(\text{Inf} \cdot t_{\text{year}} / \rho \cdot H_{\text{konstruksjon}} \right)}_{LS_{\text{felt}}} \cdot S_{\text{felt pH}} \quad (4)$$

$M_{t, \text{year}}$ = Kumulativ masse etter $t_{\text{år}}$, mg/kg

LS_{felt} = Væske/faststoff forhold i felt, L/kg

S_{felt} = Likevektskonsentrasjon ved spesifikk felt pH, mg/L

10 = Omregningsfaktor, L/cm³*m²

Inf = Infiltreringshastighet, cm/år

t_{year} = Antall år som den kumulative mengden skal beregnes etter

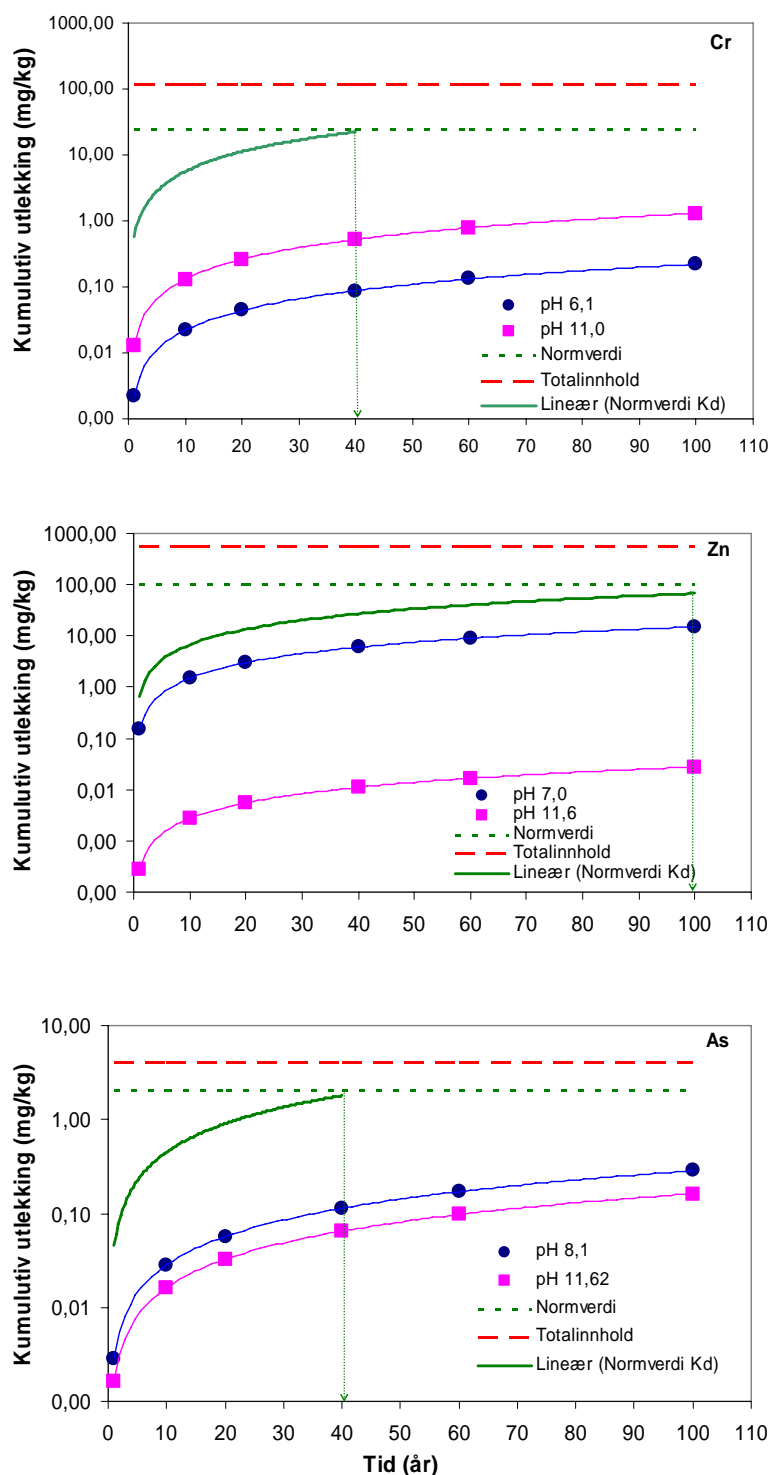
ρ = Bulkdensitet på konstruksjonen, kg/m³

$H_{\text{konstruksjon}}$ = Høyden på konstruksjonen, m

Figur 8 viser likevektsprinsippet i ligning (4) anvendt i et vegscenario. I pH området 6,5 til materialets egen pH er den høyeste og laveste utlekkingsverdi fra RCA Type 2_0-10 mm fra Tabell 9 benyttet. Totalinnholdet for Cr, Zn og As var på henholdsvis 116 mg/kg, 553 mg/kg og 4 mg/kg (antatt verdi), en overskridelse av de respektive normverdiene (mest følsomt arealbruk) på omtrent 200-500 %. Kurvene illustrerer den totale mengden som transporteres ut fra konstruksjonen og inn i blandingssonen (kumulativ utlekking). Figuren viser at den kumulative mengden Cr avgitt ble beregnet til 1 % av totalinnholdet og 5 % av angitt normverdi etter 100 års eksponering ved den mest konservative pH verdien. Ved samme eksponeringstid og under mest konservativ pH verdi, ble det beregnet en avgivelse på 2,7 og 15 % av henholdsvis totalinnhold og normverdi for Zn og en avgivelse på 7 og 14 % av henholdsvis totalinnhold og normverdi for As.

Figur 8 viser også avgitt kumulativ mengde beregnet for normverdien (lineær normverdi K_d) ved å benytte porevannskonsentrasjonen for normverdien (beregnet med K_d) som S_{felt} . Figuren viser at en eksponeringstid på 40 år for As og Cr er nødvendig for at hele totalinnholdet (normverdi) skal avgis til porevannet. Under samme betingelser for Zn vil nødvendig eksponeringstid være 100 år. Den beregnede kumulative utlekkingen fra RCA Type 2_0-10 mm ligger (som nevnt over) betydelig lavere til tross for at det faktiske totalinnholdet var 200-500 % høyere enn normverdien for Cr, Zn og As. Dette viser at beregningene med denne type modellering gir et konservativt estimat. Modellen tar heller ikke hensyn til at materialet *uttømmes* slik at avgitt mengde vil avta som funksjon av tiden. I tillegg er den mest konservative pH verdien i noen tilfeller nøytral pH (Zn og As). En slik pH vil oppnåes tidligst etter noen års eksponering i et vegscenario. Det understrekes videre at for scenariet beskrevet i avsnitt 3.2, så vil metallene etter en periode være diffusjonsstyrt der en lavere utlekkingshastighet forventes. Derfor gir den valgte modellen en konservativ maksimal beregnet avgitt mengde som likevel er mer relevant enn beregninger kun basert på K_d verdier. Sementbaserte materialer er høyalkaliske og har en høy start pH. Denne pH verdien vil synke som funksjon av tiden avhengig av bufferkapasiteten og eksponeringsforholdene. For normal knust betong

med bufferkapasitet angitt i Tabell 7 (syrenøytraliseringssevne) vil pH verdien i materialets porevann endres sakte. Det vil si at reell avgitt mengde vil være mellom de beregnede mengdene i de angitte pH områdene i Figur 8. I avsnitt 3.6 vil denne anvendte modellen valideres ved feltverifisering mht infiltrasjonsmengde, bufferkapasitet og porevannskonsentrasjoner.



Figur 8: Kumulativ utlekking for Cr (total), Zn og As fra RCA Type 2_0-10 mm. Figuren viser også hvordan utlekkingen over tid blir for normverdikoncentrasjonen modellert med korresponderende K_d verdi.

3.6 Trinn 6 – Validering av modellering

Valideringen av modellbeskrivelsene for knust betong gjøres etter 3 forskjellige metoder. Dette omfatter både laboratorie- og feltundersøkelser.

3.6.1 Overensstemmelse mellom laboratorie- og simulerte resultater

Under K_d modelleringen og likevektsmodelleringen i feltsenario (henholdsvis avsnitt 3.5.1 og avsnitt 3.5.3) er det benyttet eluatkonsentrasjoner fra et bestemt pH domene for pH-stat forsøkene i laboratoriet. Siden det i utgangspunktet ikke er benyttet en modell som beskriver hvordan pH i materialet forandrer seg med tiden, er det angitt et pH område som er realistisk, det vil si fra materialets egen pH og ned til omtrent nøytral pH. I dette området er høyeste og laveste konsentrasjon i eluatene benyttet videre til K_d - og likevektsmodellering.

For å vurdere hvor relevant denne modelltilnærmelsen er bør først og fremst utlekkingskarakteristikken over hele pH området (1-13) bestemmes slik at konsentrasjonsutviklingen for hvert enkelt element i det valgte pH området (ca pH 6-12) kan bestemmes kvalitativt. Det vil si at de simulerte verdiene skal gi samme *utlekkingsstrend* som de målte verdiene i laboratoriet. Det vil si at ved synkende pH forventes det at utlekkingen av Zn vil avta, se Figur 6. Utlekkingen av Cr imidlertid vil øke når pH synker ned til ca 8 for deretter avta igjen omtrent ned til pH 6. I dette prosjektet er det utført fullstendig pH karakterisering for knust betong, se 3.4.2. Resultatene er videre sammenlignet med et tidligere studie¹⁶ og funnet i godt samsvar. Modelltilnærmelsen vurderes derfor som godt dokumentert med hensyn til at det utvalgte pH området er relevant med mulighet til å vurdere hvilken pH som gir konservative konsentrasjoner.

Videre ble graden av overensstemmelse mellom målte og simulerte verdier i Figur 7 utført ved å se på samsvaret systematisert i forskjellige pH områder. Samsvaret mellom simulert og målt konsentrasjonsverdi i dette arbeidet vurderes innenfor følgende kvalitetskriterier:

- Kvantitativt samsvar: < 1 størrelsesorden,
- Kvalitativt samsvar: < 2 størrelsesorden,
- Over- eller underestimering: > 2 størrelsesordner.

Tabell 10 viser at de fleste av simuleringene viser kvantitativt samsvar. Modellen gir grove overestimerer for Cd, Ni og Zn ved høy pH. Dijkstra et al (2004) viser at for Ni og Zn er det sannsynlig at de felles ut som metallhydroksider²⁵, noe som er sannsynlig Ni i dette tilfellet. Det ble ikke funnet løslighetsstyrende minerefase med relevant metningsindeks for Cd i dette arbeidet. Det er imidlertid sannsynlig at utlekkingen av Cd^{2+} styres av sorpsjon til jern- og aluminiumoksider i pH området 4-10 i tillegg til organisk kompleksdannelse avhengig av organisk innhold i materialet (se vedlegg 3). Utlekkingen til As kan foreløpig ikke beskrives innenfor de gitte kvalitetskriterier (< 2 størrelsesordner) på grunn av lave konsentrasjoner. Resultatene fra laboratoriet viste likevel løselighetskontrollert utlekking. Samsvaret mellom simulerte og målte verdier vurderes derfor som relevant og tilstrekkelig til å underbygge de målte karakteristiske utlekkingsmønstre som igjen er lagt til grunn for K_d og likevektsmodellering. Det understrekes at denne type modellering stadig er under utvikling og det henvises til^{26,27} for en fullstendig beskrivelse av hvilke parametere (termodynamiske data, minerefaser, organisk kompleksdannelse, reaktive overflater etc.) som er benyttet i modellbeskrivelsen.

Tabell 10: Samsvar mellom simulerte verdier og målte verdier i laboratoriet

Element	pH området		
	2-6	7-11	Egen pH
Cu	Kvan	Kvan	Kval
Cd	Kvan	Kvan	Over
Cr	Kvan	Kvan	Kval
Ni	Kvan	Kvan	Over
Pb	Kvan	< LOD	Kvan
Zn	Kvan	Kval/Over	Over

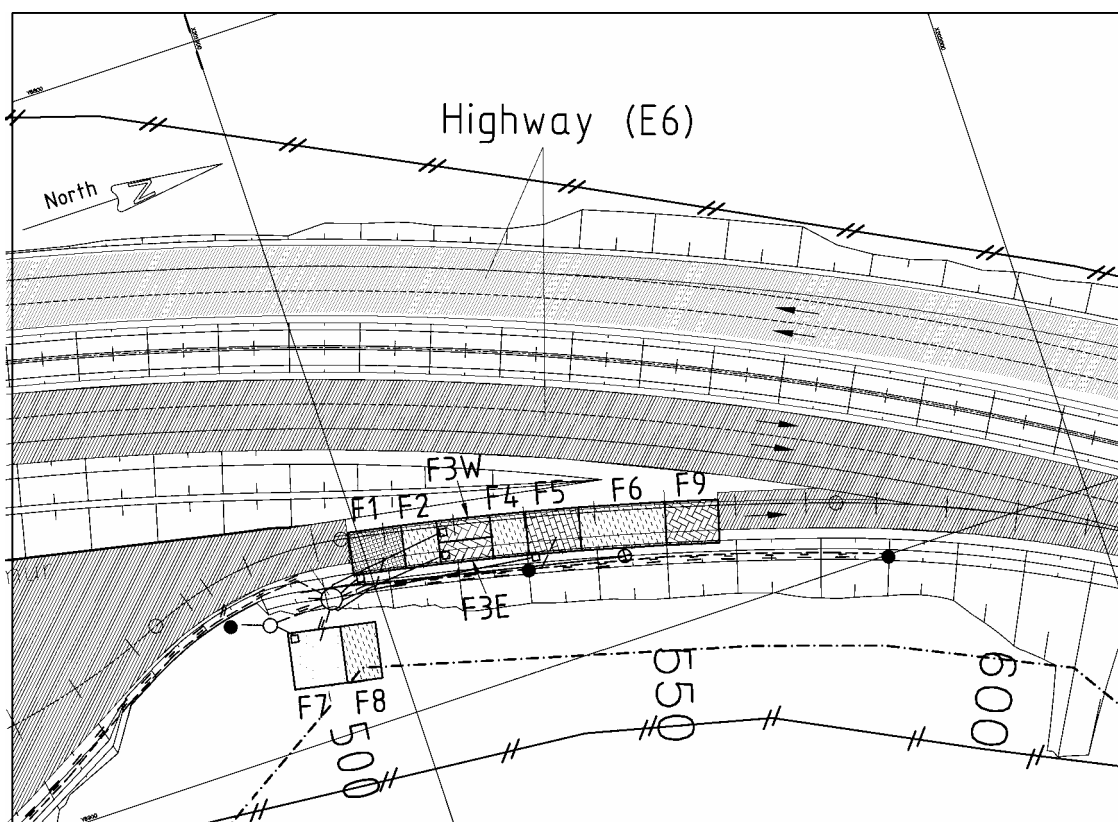
Kvan: < 1 størrelsesorden kvantitativt samsvar i 80 % av punktene

Kval: mellom 1-2 størrelsesordener samsvar i 80 % av punktene

Over: Modellen overestimerer > 2 størrelsesordener

3.6.2 Feltverifisering av simulert oppløsning

I Gjenbruksprosjektet ble det igangsatt høsten 2004 et feltforsøk ved Taraldrud kontrollstasjon (Statens vegvesen) to mil syd for Oslo³¹. Under utbyggingen ble det benyttet forskjellige gjenbruksmaterialer i påkjørselen til det nordgående kjørefeltet til E6. Materialene ble benyttet i vegens forsterkningslag. I tillegg ble det lagt et felt med knust betong uten asfaltdekke plassert ved siden av vegen, se Figur 9 og Tabell 11.



Figur 9: Feltforsøk med gjenbruksmaterialer i forsterkningslaget til påkjørselsveg fra Taraldrud kontrollstasjon

Tabell 11: Beskrivelse av de forskjellige prøvefeltene

Felt ¹	Material ³	Feltets funksjon	Overvåkning
F1	Skumglass	Oppsamling av utlekkingsvann (membran)	Temperatur, fuktighet, pH og infiltreringsvolum
F2	Skumglass	Separasjon av felter (uten membran)	Temperatur og fuktighet
F3W	RCA	Oppsamling av utlekkingsvann (membran)	Temperatur, fuktighet, pH og infiltreringsvolum
F3E	RCA	Oppsamling av utlekkingsvann (membran)	Temperatur, fuktighet, pH og infiltreringsvolum
F4	RCA	Separasjon av felter (uten membran)	
F5	Knust stein	Oppsamling av utlekkingsvann (membran)	pH og infiltreringsvolum
F6	Knust stein	Separasjon av felter (uten membran)	
F7 ²	RCA	Oppsamling av utlekkingsvann (membran)	Temperatur, fuktighet, pH og infiltreringsvolum
F8 ²	RCA	Separasjon av felter (uten membran)	
F9	RCA + asfalt	Praktiske erfaringer	Setningsmålinger

¹ I F1 ble det benyttet en kornstørrelse på 10-50 mm, i de andre prøvefeltene ble det benyttet 20-120 mm.

² Ikke dekket med asfalt.

³ RCA materialet som ble benyttet var RCA Type 1_20-120 mm.

Resultatene fra 14 måneders eksponering av prøvefeltene med knust betong (F3W, F3E og F7) ble benyttet til å underbygge modellbeskrivelsen i dette prosjektet ved å vurdere:

- pH variasjon i infiltratet,
- Infiltrasjonsmengde,
- Utlekking målt i feltet.

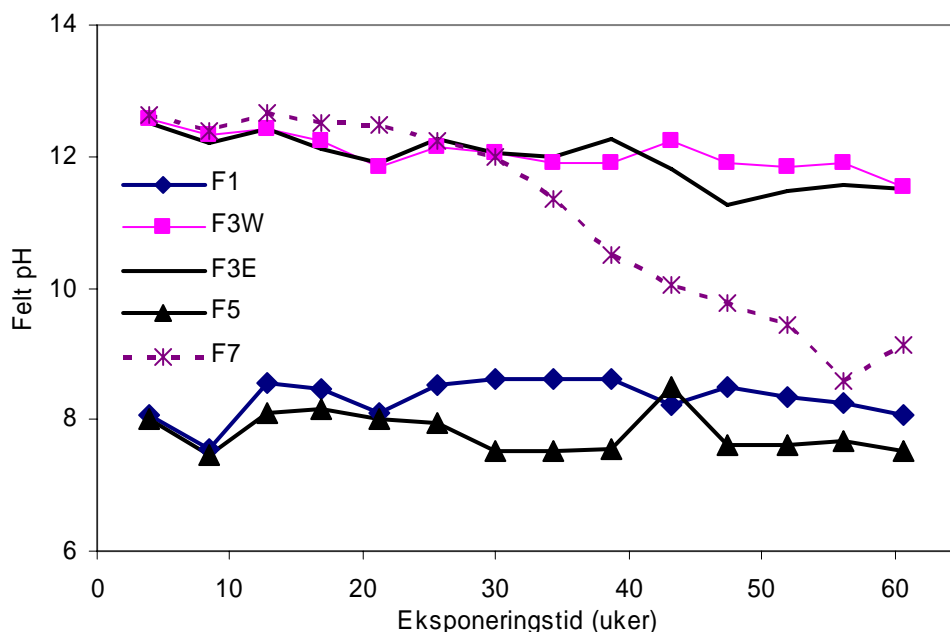
3.6.2.1 Felt pH

Figur 10 viser gjennomsnittlig pH i infiltratet hver måned i alle prøvefelt. Figuren viser den tydelige forskjellen i pH-endringen på materialet som eksponeres i forsterkningslaget og i et åpent felt (F7). Det er målt en nedgang på 3 pH enheter i F7 sammenlignet med en nedgang i F3W og F3E på ca 1 pH enhet. Årsaken til dette er at det er en lavere gjennomstrømning i F3E fordi vanntransporten foregår gjennom vegskulderen. Dette medfører videre en mindre karbonatisering og oppløsning av sementpastaen siden materialet ligger tildekket.

Det måles en pH verdi på omtrent 12,6 ved oppstart av feltforsøket i alle betongfeltene. Dette er i henhold til målte laboratorieverdier på samme materialet vist i Figur 4. I samme figuren ser vi at bufferkapasiteten (ANC) til materialet forandrer seg med pH. Det vil i praksis si at pH verdien kommer til å avta raskere fra 11-9,5 enn fra 12,6-11 ved samme ytre betingelser. I F7 ble dette funnet ved at pH avtok raskere i perioden juni-august 2005 enn i perioden november 2004-mai 2005 til tross for mer nedbør i den sistnevnte perioden.

Feltresultatene viser at pH verdien vil forandres signifikant allerede etter 1 års eksponering og at det derfor er relevant å vurdere utlekkingskonsentrasjoner ved materialets egen pH til nøytral pH. I dette feltforsøket ble det benyttet pukk (0-42 mm) som avstrøing på vegskulderen. Vegskulderen ble overdekket med naturlig pukk (20-50 mm). Hadde tettere tildekningsmasser (grus, jord etc.) vært benyttet, ville infiltreringshastigheten vært betydelig mindre, som igjen betyr at det ville tatt lengre tid før pH verdien i materialet ville synke enn det som var tilfelle i dette feltforsøket. Enkelte metaller, som Cu og Zn, kan under slike forhold observeres i høye konsentrasjoner ved høy pH i lengre perioder enn tilfellet målt i Gjenbruksprosjektet der pH synker relativt raskt. Den kumulative utlekkingen (akkumulert avgivelse) vil bli mindre siden gjennomstrømningen er lavere.

I modellen i avsnitt 3.5.3 benyttes det imidlertid samme høye infiltreringshastighet gjennom hele tidsintervallet (100 år) for høyeste og laveste konsentrasjon når kumulativ utlekkning skal beregnes. Dette viser at beregningene for kumulativ utlekkning er konservative og derfor relevante for begge typer scenarier nevnt ovenfor.

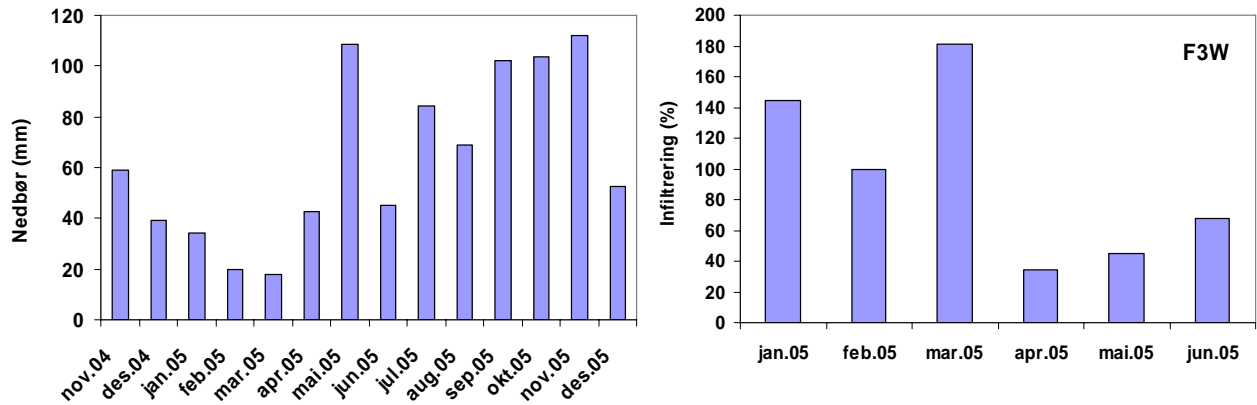


Figur 10: Felt pH i alle prøvefeldene. Hvert punkt representerer gjennomsnittlig pH for hver måned

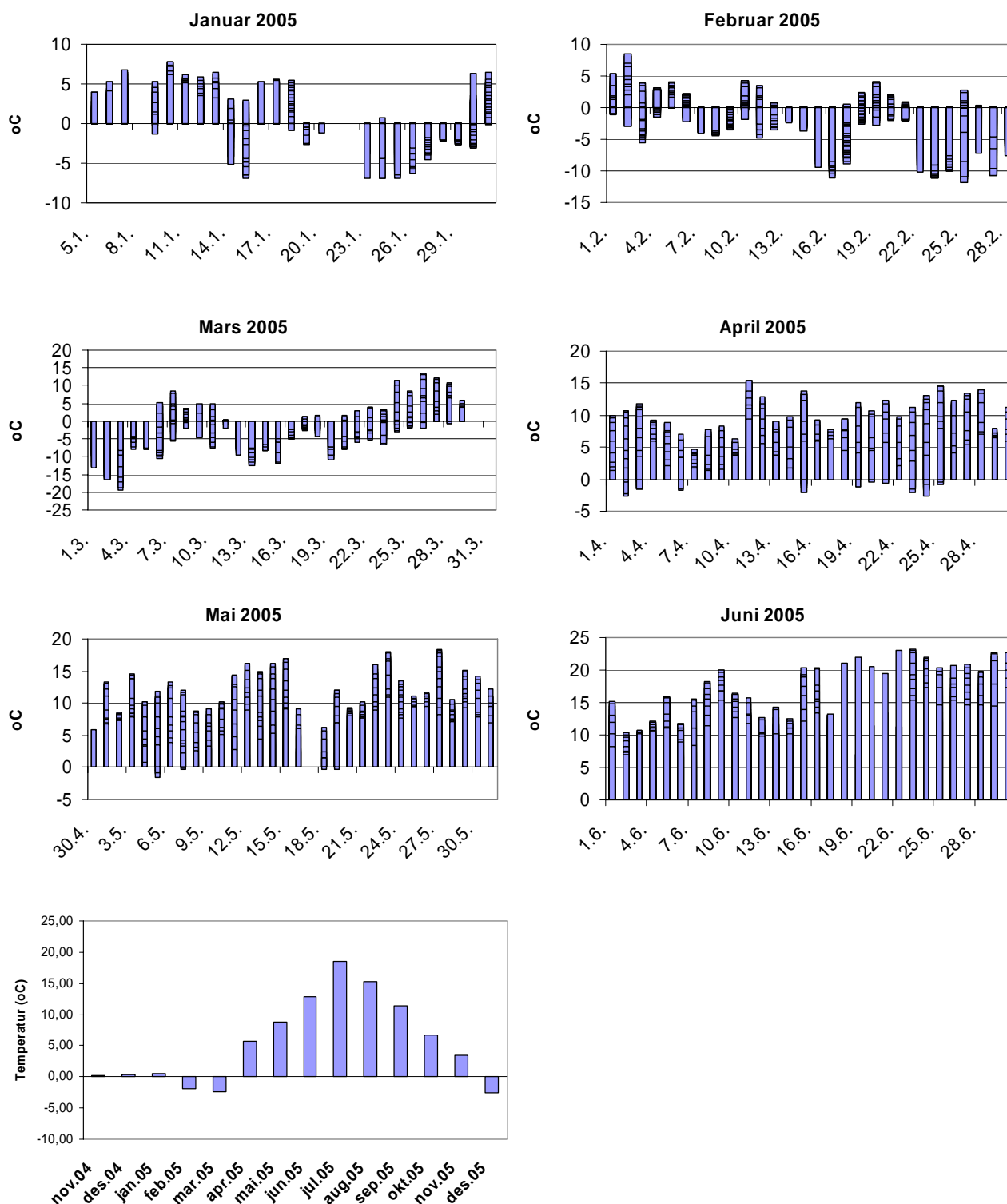
3.6.2.2 Nedbør, infiltrasjon og emperatur

Det ble målt en stedsspesifikk nedbørsmengde på 791 mm i 2005. Det ble målt et gjennomsnittlig infiltrasjonsvolum over feltet på 10-40 % av total nedbør beregnet ut fra de geometriske forholdene. Slike beregninger er forbundet med noen usikkerheter. En av dem kommer av at snømasser om vinteren samles opp på vegskuldrene når det brøytes. Dette kan føre til at større vannmengder infiltrerer ved mildværsperioder om vinteren enn det antall mm nedbør tilsier. I Figur 11 vises den målte nedbørsmengden på stedet i 2005 og infiltreringsgraden i et av overvåkningsfeltene (F3W). Figuren viser at det ble målt en infiltrasjon på 100-180 % de 3 første månedene i 2005. En gjennomgang av den stedsspesifikke lufttemperaturen viste at til tross for gjennomsnittstemperatur under frysepunktet i februar og mars, ble det periodevis (1-7 dager) målt temperaturer på opp til 10 grader celsius, vist i Figur 12. Ved kuldeperioder over lengre tid kan det motsatte oppstå fordi snøen vil fordampe ved mildvær og en lavere infiltrasjon vil måles.

I scenariobeskrivelsen legges det til grunn en infiltrasjonsmengde på 30 % av total nedbørsmengde (1000 mm). Den gjennomsnittlige infiltreringen målt i feltforsøket så langt har ikke overskredet denne antatte verdien. Fra resultatene i det pågående feltforsøket er det vist relativt høy infiltrasjon, noe som var tilsiktet. I andre tilfeller kunne det vært valgt en annen og tettere topptildekning av vegskuldrene enn som ble valgt i dette tilfellet. Dette hadde i så fall ført til en lavere infiltrasjon. Dette viser at målt infiltrasjon i dette feltforsøket er i samsvar med scenariobeskrivelsen og den ivaretar en konservativ verifisering. Videre viser resultatene fra feltforsøket så langt at det er store endringer i værforholdene om vinteren som gjør store utslag i målte verdier. Det er derfor helt nødvendig med målte stedsspesifikke data over en lengre periode for å avgjøre om valgte scenariobetingelser forblir relevante og konservative over tid.



Figur 11: Nedbør og infiltreringsgrad (F3W). Hver diagramstolpe representerer gjennomsnittet i hver måned



Figur 12: Lufttemperaturutvikling i januar til juni 2005 og gjennomsnittlig månedstemperatur fra november 2004 til desember 2005

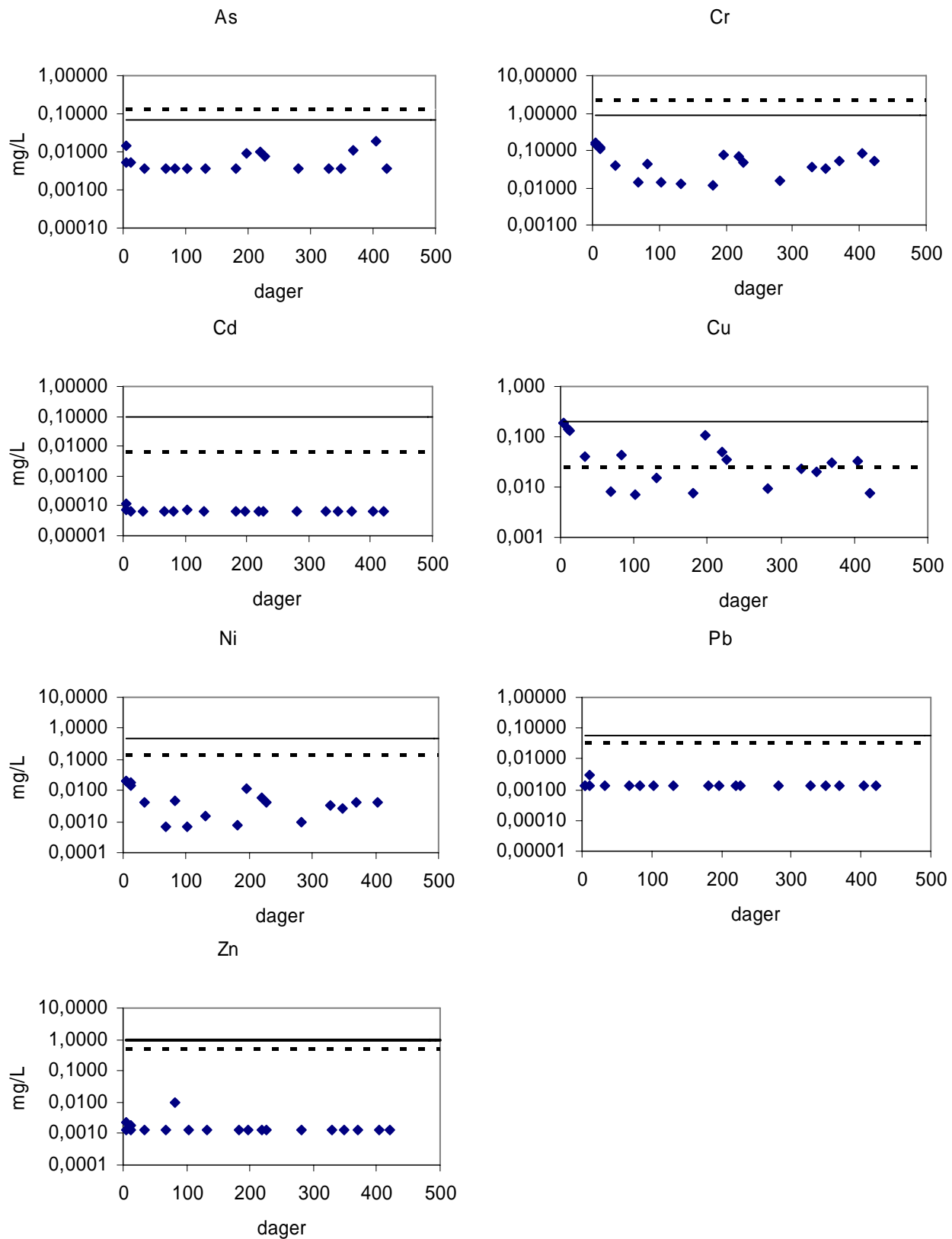
3.6.2.3 Utlekking målt i feltet

Vannprøver ble systematisk uttatt og analysert for kjemiske stoffer. Resultatene gjennom 14 måneders eksponering fra F3E er vist i Figur 13. Disse verdiene er i den samme figuren sammenlignet med porevannskonsentrasjoner beregnet etter ligning (1) der feltmaterialets eget totalinnhold og normverdien er benyttet sammen med K_d konstantene angitt i SFT 99:01. Det ble ikke påvist

konsentrasjoner høyere enn porevannskonsentrasjonene beregnet med et totalinnhold tilsvarende normverdiene angitt i SFT 99:01 (hel opptrukket linje i figuren). Dette var også tilfellet for Cr som hadde et høyere totalinnhold enn den angitte normverdien. I de andre betongfeltene (F3W og F7) var de målte konsentrasjonene i samme størrelsesorden som i F3E. Resultatene i fra F7 viste imidlertid noe forskjellig utlekkingsforløp for metallkationer som Cu og Ni sammenlignet med oksyanioner som As, Cr og V³⁺. Årsaken til dette var karbonatisering og påfølgende nedgang i pH for dette feltet, se også Figur 10.

Figur 13 viser også med få unntak at alle målte konsentrasjoner i feltet var 1-3 størrelsesordener mindre enn porevannskonsentrasjonen beregnet med det faktiske totalinnholdet (stiplet linje i figuren). Sammenlignes feltkonsentrasjonene med laboratorieverdier målt under tilsvarende felt pH var forskjellen for de fleste verdiene innefor én størrelsesorden. Dette viser at pH-stat konsentrasjonene er mer relevante enn de beregnede porevannskonsentrasjonene, da de beregnede i de fleste tilfellene gir et for konservativt resultat. De målte feltverdiene var også innenfor intervallet benyttet under modelleringen av kumulativ utlekking i avsnitt 3.5.3.

Resultatene for Cu i Figur 13 viser liten forskjell på feltverdier målt etter ca 14 måneder og porevannskonsentrasjoner beregnet med totalinnholdet i materialet. Dette kan skyldes bidrag fra kobberimpregnerte temperatur- og fuktsensorer innlagt i feltet. En kvalitativ vurdering av konsentrasjonsutviklingen i Figur 13 og resultatene fra forsøksfeltet med høyere karbonatiserings-hastighet (lavere pH), viste imidlertid samsvar med resultatene fra laboratoriet og den geokjemiske modelleringen³¹.



Figur 13: Utlekking målt i felt (F3E) sammenlignet med porevannskonsentrasjoner beregnet ut fra K_d konstanter angitt i SFT 99:01 og totalinnhold. Enkeltpunkter angir målt konsentrasjon i oppsamlede filtratprøver i den angitte tidsperioden. Hel og stiplet linje angir henholdsvis porevannskonsentrasjonene beregnet med normverdi og materialets eget totalinnhold. For As, Cd, Pb og Zn representerer de laveste

3.7 Trinn 7 – Konklusjon vedr. datagrunnlaget for miljørisikovurdering

Problembeskrivelsen og beskrivelsen av scenarioene i avsnitt 3.1 og 3.2 ble utarbeidet på grunnlag av hva som er mest relevant i forhold til miljøpåvirkning fra alle gjenbruksmaterialer benyttet i veg. Under disse forutsetningene er både problemstilling og beskrivelse vurdert til å være relevant og tilstrekkelig, noe som også er godt beskrevet i³².

Materialekarakteriseringen i avsnitt 3.3 ble for uorganiske stoffer i knust betong utført på en rekke uttatte materialer. Resultatene fra disse ble også sammenlignet med verdier i litteraturen, slik at materialekarakteriseringen ble fullstendig. For organiske stoffer vurderes datagrunnlaget for PAH og PCB som tilstrekkelig uten at det ble foretatt utlekkingsstester på disse stoffene. Siden det er spesielt fokus på å fjerne slike miljøgifter fra kretsløpet vil karakterisering av totalinnholdet være tilstrekkelig i en risikovurdering. Andre organiske forbindelser ble målt som totalt organisk karbon (TOC). Beregninger viste at målt TOC i materialet og utlekkingsvæske ikke kunne fastsette utlekkingsgrad av organisk tilsetningsstoff (til sement og betong) i dette prosjektet. TOC nivået i eluatene fra utlekkingsforsøkene viste for øvrig relativt lave konsentrasjoner.

Utlekkingskarakteristikk og modellering kan bestemmes etter mange forskjellige metoder og valg av utlekkingsmetode avhenger hvilken type modellering som benyttes dersom målet er at de skal samsvare. Utlekkingskarakteristikken og modelleringen under avsnitt 3.4 og 3.5 ble derfor utarbeidet i korrelasjon. Det ble valg å beskrive materialets utlekking som funksjon av pH. Dette er fordi knust betong har høy syrenøytraliseringskapasitet og infiltratet vil derfor i høy grad være bestemt av materialets pH. Videre vil pH i materialet synke, som følge av infiltreringen av vann og karbonatisering, til en svakt alkalisk pH. Resultatene fra utlekkingskarakteristikken ble benyttet direkte inn i den geokjemiske modelleringen for å verifisere den kvalitative utlekkings-trenden og for å beskrive hvilke mekanismer som styrer utlekkingen ved forskjellige pH^{26, 27}. Utlekkingsresultatene ble også benyttet til sammenligning med korresponderende porevannskonsentrasjoner beregnet med fordelingskoeffisienter (K_d) for jord der det ble vist at målt likevektsutlekking i laboratoriet var mer relevant for knust betong. Siden det var svært vanskelig å finne en egnet sammensatt modell som beskriver utlekking og transport som funksjon av tiden, ble den kumulative utlekkingen i et 100 års perspektiv beregnet med en enklere modell godt beskrevet i³³. Det kan konkluderes med at både utlekking og modellering er tilstrekkelig beskrevet.

Valideringen av modellen ble utført både i felt og laboratoriet. I laboratoriet ble det funnet en akseptabel overensstemmelse mellom målte og simulerte verdier. Valideringen på bakgrunn av feltmålinger viste at det var relevant med å beregne og modellere utlekking ved forskjellige pH da det ble dokumentert forskjellig felt pH ved forskjellige eksponeringsforhold etter 14 måneders eksponering³¹. Total infiltrasjon på 30 % i scenariobeskrivelsen ble også funnet til å være en øvre grense da dette ikke ble oppnådd under betingelsene i dette feltforsøket. Resultatene fra målt utlekking viste at for mange elementer var forskjellen mellom oppnådde konsentrasjoner og korresponderende likevektskonsentrasjoner målt i laboratoriet innenfor en størrelsesorden. Valideringen under 3.6 vurderes som tilstrekkelig.

3.8 Trinn 8 – Miljørisikovurdering for sementbaserte materialer

Trinn 8 inneholder en vurdering av miljørisiko for bruk av sementbaserte gjenbruksmaterialer i ”standardvegen” under forutsetningene og med datagrunnlaget beskrevet i de første 7 trinn. Formålet ved risikovurderingen er å avklare om det foreligger risiko for uønskede effekter på helse og miljø fra sementmaterialene i den planlagte anvendelse. Miljørisikovurderingen gjennomføres iht SFT 99:01A *Risikovurdering av forurenset grunn*⁷. Effekten på miljøet bestemmes og sammenlignes med akseptkriterier ut fra økotoksikologiske hensyn. Etter det justeres materialparametre i forhold til

miljøeffekten slik at man finner ut hvilke totalinnhold miljøet tåler. For en mer utfyllende beskrivelse av fremgangsmåten, se ¹ og ⁷.

Materialenes karakterisering gitt i kapittel 3.3 og det generelle scenarioet for standardvegen i kapittel 3.2 blir lagt til grunn for risikovurderingen.

Miljøriskovurdering deles inn i tre deler:

- Risikoberegningene er utført med de etablerte regnearkene for risikovurderingen fra [7] og er utført i 3 trinn (Del A, trinn I – III).
- Risikoberegningen er etterfulgt av innersberegning av maksimalt tillatt innhold av miljøfarlige stoffer for det gitte scenariet (Del B)
- Konklusjoner vedrørende grenseverdier på totalinnhold av gjenbruksasfalt (Del C).

For utførte steds spesifikke valg og stoffdata benyttet, se vedlegg 6.

3.8.1 Del A – Miljøriskovurdering i henhold til SFT 99:01

Del A - Trinn I Sementbaserte materialer sammenlignet mot normverdier for mest følsomt arealbruk

Trinn I risikovurdering omfatter en sammenligning av totalt innhold av elementer i sementbaserte materialer mot normverdier for mest følsomt arealbruk. Mest følsomt arealbruk tar hensyn til alle potensielle eksponeringsveier. Dette vil si at materialer som tilfredsstiller disse krav kan anvendes uten restriksjoner.

Innholdet av tungmetaller, PCB og PAH i sementbaserte materialer, som ble beskrevet tidligere i denne rapporten er lagt til grunn for risikovurderingen. Organiske komponenter påvises i liten grad fra sementbaserte materialer, men kan være av betydning dersom det ikke er utført tilstrekkelig miljøsanering ved for eksempel riving av bygg¹⁸. Derfor må innhold av organiske komponenter i sementbaserte materialene dokumenteres før gjenbruk. Spesielt gjelder dette totalinnholdet av PAH og PCB.

Tabell 12 viser påviste mengder tungmetaller, PCB og PAH for sementbaserte materialer sammenlignet mot normverdiene for mest følsomt arealbruk og steds spesifikke akseptverdier. Totalinnholdet varierer i sementbaserte materialer, der det høyeste innhold påvises som regel i blandede sementbaserte masser (Type 2). Totalinnholdet er derfor presentert som et sannsynlig intervall mellom laveste og høyeste observerte verdi.

Tabellen viser at den øvre grense av de påviste nivåene fra undersøkelsene generelt overskrider normverdien for mest følsomt arealbruk, med unntak av totalinnholdet av kadmium og kvikksølv som ikke er påvist over normverdien. Videre ser man at det er særlig konsentrasjonen av Cr, Pb, Cu og Zn i enkelte undersøkelser som i vesentlig grad overskrider normverdiene og som dermed begrenser at materialet kan benyttes fritt.

Tabell 12: Totalinnhold i sementbaserte materialer, normverdier for mest følsomt arealbruk og steds spesifikke akseptverdier⁷

Parameter	Sementbaserte materialer mg/kg	Normverdi følsomt arealbruk mg/kg	Steds spesifikke akseptverdier SFT 99/01 mg/kg
As	0,4-6,4	2	2
Pb	0,9-185	60	1.400
Cd	<0,72-1,5	3	14
Cu	2,2-150	100	<10 000
Cr (totalt)	5-120	25	<10 000
Hg	<0,003-0,07	1	230
Ni	2,2-107	50	1.700
Zn	4,3-553	100	<10 000
PAH sum16	0,02-19,8*	2	23
PCB sum7	< 0,004-0,14*	0,01	0,14

* påvist i en prøve

Del A – Trinn II Stedsspesifikk risikovurdering av sementbaserte materialer

Siden de sementbaserte materialene er planlagt benyttet i oppbygning av en veg hvor materialet er tildekket uten direkte eksponering er mulige eksponeringsveier begrenset. Følgende eksponeringsveier har blitt anvendt til å beregne steds spesifikke akseptverdier:

- inntak av grunnvann som drikkevann
- inntak av fisk i overflateresipient nedstrøms vegen med gjenbruksmaterialer.

Eksponeringsscenariet har blitt tilpasset i forhold til standard parameter i SFT 99:01 på følgende måte:

- vanninnhold og luftinnhold i umettet sone er justert til en grusfraksjon
- for sementbaserte materialer er fraksjonen organisk karbon satt til 1 %
- infiltrasjon av nedbør er satt til 30 % av total nedbøren ved bruk av sementbaserte materialene i en vegoppbygning. Dette er konservativt da kun en mindre andel av nedbøren vil infiltrere. Dette har betydning for mengde porevann som vil påvirke grunnvannet nedstrøms vegen med gjenbruksmaterialer.

Sammenligning av det påviste totalinnholdet i sementbaserte materialene med de stedsspesifikke akseptverdiene for standardvegen viser at total innholdet er vesentlig lavere enn akseptverdiene basert på de valgte eksponeringsveiene. Akseptkriteriet for Arsen er imidlertid det samme som normverdi da den er basert på de strenge krav en stiller til inntak av organiske As-forbindelser via fisk. Siden vi kan anta at det som lekker ut fra sementbaserte materialer gjelder uorganiske As forbindelser kan akseptkriteriet heves til 20 mg/kg. Denne grenseverdien er utarbeidet for jord i barnehager⁴⁷.

I trinn II er det også utført steds spesifikke beregninger av spredningspotensialet fra de sementbaserte gjenbruksmaterialene benyttet i standardvegen. For sementbaserte materialer lagt i oppbygningen av en veg er det beregnet en fortynningsfaktor mellom porevann og grunnvann på ca. 237 og ytterligere en fortykning på ca. 3 ganger mellom grunnvann og overflatevann. Beregnede grunnvann og overflatevannskonsentrasjoner en kan forvente fra sementbaserte gjenbruksmaterialer skal ikke overskride valgte vannkvalitetskriterier. Kriteriene som er benyttet her er drikkevannskvalitet for grunnvannet (mht. de aktuelle stoffene) og tilstandsklasse II (Moderat forurenset) i klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann⁸ for overflatevann.

Tabell 13 viser beregnede konsentrasjoner fra risikoveilederen sammenlignet med de valgte vannkvalitetskriteriene. Basert på totalinnholdet angitt i Tabell 12, var det kun krom (total) som overskred kvalitetskriteriet for overvann. Det er imidlertid kun ved den øvre grensen av totalinnholdet at kriteriene overskrides. Krominnhold vil derfor vanligvis ikke forårsake overskridelser av kvalitetskriteriene. Dette tilsier at sementbaserte materialer benyttet i forsterkningslag i en veg ikke vil forårsake belastninger som overskrider kvalitetskriteriene i aktuelle resipienter nedstrøms.

Tabell 13: Spredningspotensiale fra sementbaserte materialer beregnet med SFT99/01 og kvalitetskriterier

Parameter	Beregnet porevann µg/L	Grunnvann nedstrøms GB-veg µg/L	Overflatevann nedstrøms GB-veg µg/L	Drikkevanns-normen µg/L	Overvann Tilstandskl.2 µg/L
As	13-213	0,1-0,9	0,02-0,29	10	1,5
Pb	0,9-185	0,004-0,78	0,001-0,25	10	1,2
Cd	3,3-50	< 0,014-0,21	0,005-0,069	5	0,1
Cu	4,4-300	0,02-1,27	0,01-0,41	100	1,5
Cr (totalt)	167-3998	0,7-17	0,2-5,5	50	2,5
Hg	0,015-0,35	< 0,0001-0,0015	0,00002-0,0005	0,5	0,005
Ni	22-1070	0,1-4,5	0,03-1,5	20	2,5
Zn	43-5529	0,2-23	0,1-7,6	100	20
PAH sum16	0,02-2,2	0,000009-0,09	0,000003-0,003	0,1	---- ¹
PCB sum7	0,02-0,09	0,0001-0,0004	0,00003-0,00012	0,001 ²	0,001 ²

¹Ingen angitt verdi fra SFT,

²Kanadiske retningslinjer⁴⁸

Del A Trinn III – Utvidet risikovurdering av sementbaserte materialer, lab og feltmålinger.

I Gjenbruksprosjektet ble det utført laboratorie- og feltforsøk for å bestemme utlekkingspotensialet fra sementbaserte materialer beskrevet tidligere i rapporten. Utlekkingsresultatene fra laboratoriet viste som forventet lavere konsentrasjoner sammenlignet med porevannskonsentrasjoner beregnet for de samme materialene i fra pH 6,5 til materialets egen pH, se avsnitt 3.5.1. Det ble videre funnet under validringen i avsnitt 3.6.2.3 at alle målte konsentrasjoner i feltet var 1-3 størrelsesordener mindre enn porevannskonsentrasjonen beregnet med det faktiske totalinnholdet. Dersom feltkonsentrasjonene ble sammenlignet med laboratorieverdiene, målt under tilsvarende felt pH, så var forskjellen for de fleste verdiene innefor en størrelsesorden.

Resultatene bekrefter at risikomodellen beregner et konservativt utlekkingspotensial. Felt- og laboratorieforsøkene viser derfor at man under reelle betingelser kan forvente at lavere konsentrasjoner avgis enn det risikomodellen i utgangspunktet beregner for sementbaserte materialer. Ved lave pH verdier måles det høyere innhold av tungmetaller i utlekkingsvannet. Sink konsentrasjonen som måles ved lave pH verdier var høyere enn de beregnede porevannsverdier. Dette skyldes at de beregnede porevannsverdier fra SFT 99:01 er basert på en nøytral pH. Situasjoner med meget lave pH verdier som ble benyttet i laboratoriet er imidlertid sjeldent og forventes ikke under naturlige forhold i grunnen. Imidlertid ved bruk av gjenbruksmaterialer under forhold hvor man må forvente svært lave eller høye pH verdier i grunnen bør en spesifikk vurdering av potensiell utlekking gjennomføres.

3.8.2 Del B – Inversberegning, maksimalt totalinnhold

For å kunne vurdere hvilket maksimalt innhold man kan akseptere i et sementbasert gjenbruksmateriale og det gitte scenariet er det utført en invers beregning av miljørisiko. Maksimalt innhold er det som ikke fører til overskridelser av akseptkriteriene i resipientene, dvs drikkevannsnormen i grunnvannet eller tilstandsklasse II i overflatevannet. Beregningen er utført med grunnlag i SFT 99:01 ved at man øker totalinnholdet i risikoberegningen inntil man når et av kvalitetskriteriene i grunnvannet eller overflatevannet.

Inversberegningen er i prinsippet materialuavhengig siden man benytter samme scenario, bortsett fra for bildekk hvor man benytter en høyere organisk karbon fraksjon for å beregne fordelingskoeffisient

faststoff/porevann. For sementbaserte materialer er det beregnet hvilket maksimalt innhold man kan akseptere for scenarioet med bruk av gjenbruksmasser i oppbygningen av en veg. Tabell 14 viser totalinnholdet som tangerer kvalitetskriteriene i enten drikkevannsnormen eller overflatevannet samt hvilken utlekking dette antas å kunne gi.

Tabell 14: Beregnet akseptert maks innhold ved benyttelse av sementbaserte materialer i vegoppbygningen uten overskridelser av akseptkriteriene i resipient. Tabellen viser også tilsvarende beregnet utlekking sammenlignet mot dokumentert totalinnhold og utlekkingsverdier fra feltforsøket

Parameter	Beregnet maksimalt totalinnhold [mg/kg]	Beregnet utlekking porevann [ug/l]	Beregnet utlekking grunnvann [ug/l]	Beregnet utlekking overvann [ug/l]	Dokumentert totalinnhold [mg/kg]	Feltverdier [µg/l]
Arsen	35	1159	4,5	1,5	0,4-6,4	< 3,5-123
Bly	927	2,6	3,6	1,2	0,9-185	< 1,4-5
Kadmium	2,3	77	0,30	0,1	< 0,1-1,5	< 0,07
Kobber	580	1159	4,5	1,5	2,2-150	1,5-172
Krom totalt (III + VI)	58	1932	7,5	2,5	5-120	30-155
Kvikksølv	0,8	4	0,01	0,005	< 0,003-0,07	i.a
Nikkel	193	1933	7,5	2,5	2,2-107	0,7-20
Sink	1546	15457	60	20	4,3-553	< 1,3-14
Naftalen	6	284	1,1	0,4	i.a	i.a
Benso(a)pyren	24	2,6	0,01	0,0033	i.a	i.a
Pyrene	6,8	6	0,025	0,01	i.a	i.a
PAH totalt	236	26	0,10	0,03	0,02-19,8	i.a
PCB CAS1336-36-3	0,4	0,3	0,001	0,0003	< 0,004-0,14	i.a

i.a = ikke analysert

Tabellen viser at det er overflatevannkriteriet for metallene som begrenser akseptabelt totalinnhold og at det er hovedsaklig drikkevannskriteriet som er begrensende for de organiske komponentene. Generelt sett var totalkonsentrasjonene av tungmetaller fra sementbaserte materialer vesentlig lavere enn maksimal nivåene som kan aksepteres. Kun krom fra enkelte studier er påvist over det aksepterte totalinnholdet.

For PAH og PCB ble det ikke påvist totalinnhold som overskrider akseptkriteriet.

Usikkerheten i den utførte inversberegningen knytter seg til fortynningsfaktorer som anvendes. Modellen beregner porevannskonsentrasjonen basert på totalinnhold i materialet og fordelingskoeffisienten (K_d), men videre fortynning fra porevann til grunnvann og overflatevann baserer seg på en fortynningsfaktor som vil variere med de lokale forhold der materialet skal anvendes. Verdiene er valgt slik at de skal være konservativt og innebærer en sikkerhet i forhold til det en kan forvente i felt.

3.8.3 Del C - Konklusjoner fra Trinn 8 Sementbaserte materialer

Den utførte miljørisikovurderingen viser at det er liten fare for uakseptable belastninger ved benyttelse av sementbaserte materialer i oppbygningen av veger generelt. Normalt er innholdet av tungmetaller i sementbaserte materialer ned mot SFTs normverdier for mest følsomt arealbruk. Forhøyede verdier er imidlertid avdekket i flere undersøkelser for arsen, bly, kobber, krom, nikkel og sink. For gjenbruksmateriale benyttet i en veg (iht "standardvegscenariet") er imidlertid nivåene av tungmetaller langt under de stedspesifikke akseptverdiene. Videre så ble den kumulative utlekkingen beregnet i

avsnitt 3.5.3 og den viste at den kumulative belastningen for Cr, Zn og As var mindre enn tilsvarende beregning med normverdiene og de angitte K_d verdiene.

Totalinnhold av Cr kan, basert på de utførte beregninger, føre til overskridelser av akseptkriterier i grunnvann og overvann. Utlekkingen er sterkt pH avhengig. Spesifikk vurdering av bidrag av krom og pH forhold bør imidlertid kontrolleres steds spesifikt dersom det er forhøyede krom verdier (> 110 mg/kg) i gjenbruksmaterialet.

Utlekking av organiske tilsetningsstoffer fra gjenbruksmaterialer av betong forventes å forekomme i mindre grad basert på dagens doseringsnivåer. I Gjenbruksprosjektet ble det funnet lave TOC nivåer i eluatene for materialet med superplastifiserende tilsetningsstoffer (kopolymere). Nylig utførte undersøkelser har påvist utlekking av talloljer og thiocyanat og det vil være hensiktsmessig å systematisk undersøke materialer med forskjellige tilsetningsstoffer tilsatt i forhøyede konsentrasjoner. Imidlertid kan bidrag fra PCB-holdig mørtel og puss føre til funn av PCB. Disse forekomster er ikke jevnt spredt i en rivemasse, men konsentrert i "klumper" og dermed vanskelig å avdekke. Derfor er miljøsanering en betingelse for trygg gjenbruk av rivemasser av betong¹⁸.

Dersom miljøsanering utføres, anses benyttelse av sementbaserte materialer i oppbygningen av veger ikke problematisk med hensyn på eventuelle belastninger av helse eller eksponering til ytre miljø.

4 Konklusjoner – Sementbaserte materialer

Resirkulert tilslag undersøkt i dette prosjektet har vist at det er grunnlag for å sette kvalitetskriterier med hensyn til helse- og miljørisiko i et vegscenario. I Tabell 15 er det derfor foreslått grenseverdier for totalinnhold i resirkulert tilslag. De valgte grenseverdiene er basert på vurderinger rundt utlekkingspotensialet ved forskjellige pH for de undersøkte stoffene, forskjellig typer modellering av utlekkingspotensialene og den faktiske utlekkningen målt ved fullskalaforsøk. For hvert grunnstoff /organisk forbindelse ble følgende verdier sammenlignet og sammenligningen brukt som grunnlag for valg av grenseverdiene:

- påvist maksimum totalinnhold i prøvene behandlet i denne rapporten,
- normverdi for jord i følsomme arealer (se kapittel 3.8.1),
- stedsspesifikk akseptverdi (se kapittel 3.8.1),
- verdier fra inversberegningen som overholder kriterier for grunnvann og overflatevann (se kapittel 3.8.2).

De valgte grenseverdier for aksept av sementbaserte gjenbruksmaterialer til vegbygging er basert på dagens kunnskap og tilgjengelig datagrunnlag og må stadig vurderes i forhold til nye erfaringer.

Tabell 15: Forslag til grenseverdier på totalinnhold for aksept av sementbaserte gjenbruksmaterialer

Parameter	Konsentrasjon (mg/kg)					Kommentar
	Maks påvist totalinnhold	¹ Normverdi jord	¹ Steds-spesifikk akseptverdi	Maks verdi fra inversberegning ²	Grenseverdier for gjenbruksmaterialer	
Uorganisk		Trinn I	Trinn II			Avgjørende kriterium for valgt grenseverdi for aksept
As	6,4	2	20 ³	35	³ 20	Trinn II
Pb	185	60	1400	927	200	maks. dokumentert innhold
Cd	1,5	3	14	2,3	3	Trinn I – kriterier for jord
Cu	150	100	⁶ <10 000	580	250	maks. dokumentert innhold
Cr tot	120	25	⁶ <10 000	⁷ 58	⁴ 110	Inversberegning – overflatevann
Hg	0,07	1	230	0,8	1	Trinn I – kriterier for jord
Ni	107	50	1.700	193	110	maks. dokumentert innhold
Zn	553	100	⁶ <10 000	1546	600	maks. dokumentert innhold
Organisk						
PAH total	19,1	2	23	236	2	Trinn I – kriterier for jord
PCB	0,14	0,01	0,14	0,4	⁶ 0,01	Trinn I – kriterier for jord

¹Humantoksikologisk vurdering, scenario trinn I "følsom arealbruk" og trinn II "standardvegen"

²Human- og økotoksikologisk vurdering, scenario "standardvegen"

³Basert på anbefaling fra NGU (1999) for As i mineralske materialer

⁴Grenseverdi for aksept for total Cr med antakelse om maks. 50% Cr VI

⁵En fornuftig grenseverdi for aksept kunne være 0,1 mg/kg. Verdier på 0,01 ble valgt ut fra hensyn til utfasing av PCB fra miljøet

⁶Ingen uakseptabel eksponering er forventet for konsentrasjoner <10 000 mg/kg

⁷Forutsetter 100 % Cr VI

5 Referanser

- ¹ G. Petkovic: Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer, Prosjektrapport nr 14 fra Gjenbruksprosjektet, Teknologirapport nr 2432, Vegdirektoratet 2007.
- ² C. J. Engelsen: Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer i veg – Sementbaserte materialer, Prosjektrapport nr 14a fra Gjenbruksprosjektet Teknologirapport nr 2433, Vegdirektoratet 2007.
- ³ Thorbjørn: Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer i veg – Asfalt, Prosjektrapport nr 14b fra Gjenbruksprosjektet, Teknologirapport nr 2434, Vegdirektoratet 2007.
- ⁴ A.O. Håøya, e. al Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer i veg - Oppkuttete bildekk, Prosjektrapport nr 14c fra Gjenbruksprosjektet, Reknologirapport nr 2435, Vegdirektoratet 2007.
- ⁵ A.O. Håøya, e. al Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer i veg – Skumglass, Prosjektrapport nr 14d fra Gjenbruksprosjektet, Teknologirapport nr 2436, Vegdirektoratet 2007.
- ⁶ ENV 12920, Characterization of waste-Methodology for the determination of the leaching behaviour of waste under specified conditions, 1996. (*Publisert som EN 12920, mars 2006*)
- ⁷ SFT Risikovurdering av forurenset grunn, 1999
- ⁸ SFT Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann SFT 97:04, 1997
- ⁹ J. Karlsen, G. Petkovic, O. Lahus A Norwegian Certification Scheme for Recycled Aggregates (RCA), In: Proceedings (CD), Sustainable Building 2002, 3rd International Conference on Sustainable Building, 23-25 September 2002, Oslo Norway
- ¹⁰ T.S.W. Plessner, C.J. Engelsen, J. Furre Kjemisk nedbrytning av resirkulert tilslag, Prosjektrapport nr 16 fra Gjenbruksprosjektet, Teknologirapport nr 2438
- ¹¹ J. Mehus, S. Myren. Utprøving av deklarasjonsordning, Prosjektrapport nr 13 fra Gjenbruksprosjektet, Teknologirapport nr 2431
- ¹² M. Tossavainen, E. Forsberg The potential leachability from natural road construction materials Sci Total Environ 1999, 239, 31-47
- ¹³ Tilsetningsstoffer i konstruksjonsbetong, Byggetal 572.207, Byggeforskeren, Norges byggeforskningsinstitutt.
- ¹⁴ J. Dransfield, Leaching of admixtures, Concrete, May 2004
- ¹⁵ Branchebeskrivelse for Betong- og cementvarefabrikker, Juni 2004, Dansk rapport
- ¹⁶ H.A. van der Sloot, D. Hoede, R.P.J.J. Rietra, R. Stenger, T. Lang, M. Schneider, G. Spanka, E. Stoltenberg-Hansson, A. Lerat Environmental criteria for cement based products - ECRICEM - Phase 1: Ordinary Portland Cements, Energy Research Centre of the Netherlands (ECN) 2001, ECN-C--01-069.
- ¹⁷ G. Bianchini, E. Marrochino, R. Tassinari and C. Vaccaro, Waste Management, 2005, (25), 149-159
- ¹⁸ C.J. Engelsen, E. Hansen og H. Hansesveen, Miljøpåvirkning ved bruk av resirkulert tilslag, NBI prosjektrapport 333:2002, Norges byggeforskningsinstitutt
- ¹⁹ J. Aurstad, Knust betong som forsterkningslag på E6 Melhus - resultater fra felt- og laboratorieundersøkelser SINTEF rapport STF 50 A05060 2005
- ²⁰ Statens vegvesens håndbok 018 "Vegbygging", Statens vegvesen 2005
- ²¹ Aurstad, J.: Gjenbruk av knust betong og tegl i vegbygging – Testing av mekaniske egenskaper – Erfaringsinnsamling, Prosjektrapport nr 1 fra Gjenbruksprosjektet, Internrapport nr 2309, Statens vegvesen Vegdirektoratet,
- ²² Aurstad J.; Gjenbruk av knust betong i vegbygging – Mekaniske egenskaper og testmetoder for resirkulert tilslag, Prosjektrapport nr 11 fra Gjenbruksprosjektet, Teknologirapport nr 2422.
- ²³ P.C. Hewlett *LEA's chemistry of cement and concrete*; 4 ed.; Butterworth-Heinemann: Oxford, MA; USA, 1998
- ²⁴ C.J. Engelsen, J. Mehus, C. Pade, D.H. Sæther Carbon dioxide uptake in demolished and crushed concrete NBI project report 395:2005
- ²⁵ J.J. Dijkstra, J.C.L. Meeussen, R.N.J. Comans Leaching of heavy metals from contaminated soils: An experimental and modeling study Environmental Science & Technology 2004, 38, 4390-4395
- ²⁶ C.J. Engelsen, H.A. van der Sloot, G. Wibetoe, E. Stoltenberg-Hansson, G. Petkovic, W. Lund, Release of major oxides from Recycled Concrete Aggregates and geochemical modelling, Cement and Concrete Research, in preparation 2007
- ²⁷ C.J. Engelsen, H.A. van der Sloot, G. Wibetoe, E. Stoltenberg-Hansson, G. Petkovic, W. Lund, Geochemical modelling of the trace element release from Recycled Concrete Aggregates, Cement and Concrete Research, in preparation 2007
- ²⁸ CEN/TS 14429:2005, Characterization of waste - Leaching behaviour tests - Influence of pH on leaching with initial acid/base addition

- ²⁹ A.C. Garrabrants, F. Sanchez, D.S. Kosson Changes in constituent equilibrium leaching and pore water characteristics of a Portland cement mortar as a result of carbonation *Waste Management* 2004, 24, 19-36
- ³⁰ H.A. van der Sloot 2000, Comparison of the characteristic leaching behavior of cements using standard (EN 196-1) cement mortar and an assessment of their long-term environmental behavior in construction products during service life and recycling, *Cement and Concrete Research*, 30 (7) (2000), 1079-1096
- ³¹ C.J. Engelsen, H.A. van der Sloot, G. Petkovic, E. Stoltenberg-Hansson, G. Wibetoe, W. Lund, Constituent release predictions for recycled aggregates at field site in Norway In: M. Ilic, J.J.J.M. Goumans, S. Miletic, J.J.M. Heynen and J. Senden (Editors), WASCON 2006, 6th International Conference on the Environmental and Technical Implications of Construction with Alternative Materials, Science and Engineering of Recycling for Environmental Protection. *Belgrade, Serbia & Montenegro, May 30-June 2, 2006*
- ³² G. Petkovic, C.J. Engelsen, A.O. Haoya, G. Breedveld Environmental impact from the use of recycled materials in road construction: method for decision-making in Norway *Resources Conservation and Recycling* 2004, 42, 249-264
- ³³ D.S. Kosson, H.A. van der Sloot, F. Sanchez, A.C. Garrabrants An integrated framework for evaluating leaching in waste management and utilization of secondary materials *Environmental Engineering Science* 2002, 19, 159-204
- ³⁴ EA NEN 7371:2004, Leaching characteristics of granular building and waste materials – The determination of the availability of inorganic components for leaching – ‘The maximum availability leaching test’
- ³⁵ EA NEN 7345:2004, Leaching characteristics of moulded or monolithic building and waste materials - Determination of leaching of inorganic components with the diffusion test
- ³⁶ B. Lagerblad, Carbon Dioxide Uptake during Concrete life cycle – State of the art, CBI Report 2:2005, Swedish Cement and Concrete Research Institute
- ³⁷ B. Cances, M. Ponthieu, M. Castrec-Rouelle, E. Aubry, M.F. Benedetti Metal ions speciation in a soil and its solution: experimental data and model results *Geoderma* 2003, 113, 341-355
- ³⁸ J.P. Gustafsson, P. Pechova, D. Berggren Model metal binding to soils: The Role of Natural Organic Matter *Environmental Science & Technology* 2003, 37, 2767-2774
- ³⁹ C.A. Johnson Metal binding in the cement matrix: an overview Internal report 2002
- ⁴⁰ C.J. Engelsen, O.J. Lund, G.D. Breedveld, J. Mehus, G. Petkovic, A.O. Håøya Leaching characteristic of unbound recycled aggregates: Preliminary study and ongoing research, In: Ortiz de Urbina G and Goumans H (Editors), WASCON 2003 Progress on the Road to Sustainability. 5th International Conference on the Environmental and Technical Implications of Construction with Alternative Materials, 4-6 June 200, San Sebastian, Spain. INASMET, San Sebastian, pp. 177-187
- ⁴¹ T.S.W. Plessner, C.J. Engelsen, J. Mehus and G. Petkovic, Deterioration of recycled concrete aggregates under the influence of steady water drainage, In: M. Ilic, J.J.J.M. Goumans, S. Miletic, J.J.M. Heynen and J. Senden (Editors), WASCON 2006, 6th International Conference on the Environmental and Technical Implications of Construction with Alternative Materials, Science and Engineering of Recycling for Environmental Protection. *Belgrade, Serbia & Montenegro, May 30-June 2, 2006*
- ⁴² Å. Andersson Leaching of Hazardous Substances from Concrete Constituents PhD Thesis (lissensiate doctorate) 2000, Chalmers University of Technology
- ⁴³ C.A.J. Appelo, D.L. Parkhurst User's guide to PHREEQC (version 2) - a computer program for speciation, batch reaction, one-dimensional transport and inverse geochemical calculations *Water Resour. Inv. Report* 99-4259, Denver CO: U.S. Geol. Surv. 1999
- ⁴⁴ J.C.L. Meeussen ORCHESTRA: An object-oriented framework for implementing chemical equilibrium models *Environmental Science & Technology* 2003, 37, 1175-1182
- ⁴⁵ FEMLAB, Comsol Multiphysics, <http://www.comsol.com/>
- ⁴⁶ MODFLOW - Modular three-dimensional finite-difference ground-water model, U.S. Geol. Surv. Groundwater software 2000
- ⁴⁷ R.T. Ottesen, T. Volden, T.E. Finne, J. Alexander Helsrisikovurdering av arsen. bly og PAH fra jord og sand i barns lekemiljø. Forslag til tiltak. NGU rapport 99.083, Norges Geologiske Undersøkelse 1999
- ⁴⁸ Environment Canada 2002, “Canadian Environmental Quality Guidelines for the Protection of aquatic Life”, Update October 2005: http://www.ccme.ca/assets/pdf/wqg_aql_summary_table.pdf

VEDLEGG

GJENBRUKSPROSJEKTET



VEDLEGG 1: BETONGRESEPTER.....	III
VEDLEGG 2: KORNFORDELINGSKURVER.....	V
VEDLEGG 3: FASEDIAGRAM.....	VII
VEDLEGG 4: BEREGNING AV MAKSIMAL UTLEKKING AV TILSETNINGSSTOFFER	IX
VEDLEGG 5: MODELLERINGSKURVER	XI
VEDLEGG 6: DATA BENYTTET I RISIKOVURDERING (SFT 99:01).....	XIII
VEDLEGG 7: DELPROSJEKT 2 "MILJØPÅVIRKNING"	XV
VEDLEGG 8: RAPPORTOVERSIKT STATENS VEGVESENS GJENBRUKSPROSJEKT 2002-2005	XVII

GJENBRUKSPROSJEKTET



VEDLEGG 1: BETONGRESEPTER

Oversikt over laboratoriestøpte betongprøver.

Sample	Norcem type	Exposure and durability class ¹	Quantity kg/m ³					w/c	Compressive strength / Mpa		
			Cement	silica	admixture				2d	28d	90d
P	SP ²	L									
DB-210	Anlegg	SV40/MA/MF40	400	20	2,40	5,20	0,49	0,44	40	78	82
DB-211	STD-FA	NA/M60	325	20		1,30		0,60	23	52	54
DB-212	Industri	NA/M60	325			1,95		0,60	40	55	58
DB-213	Anlegg	NA/M60	325	16,3		1,14		0,60	27	60	64
DB-214	STD-FA	NA/M60	325			1,30		0,60	23	43	68

¹ Exposure class SV40 is according to the Norwegian Public Road Authorities. MA & NA is according to old concrete specifications in NS 3420, now replaced by NS-EN 206-1

² Scancem Mighty-150 was used for DB 212, in all other mix Scancem SSP 2000 was used

Forklaring til tabellen:

P = plastifiserende stoff, det er benyttet Scancem P

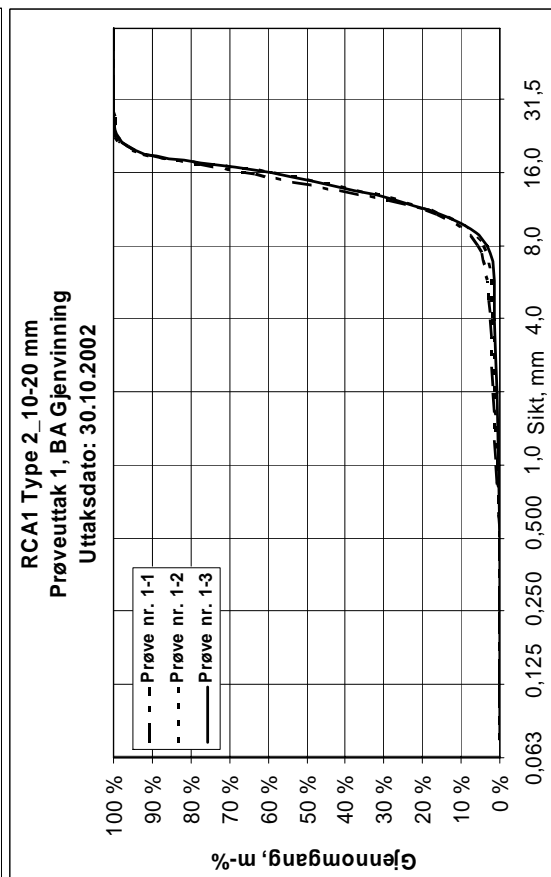
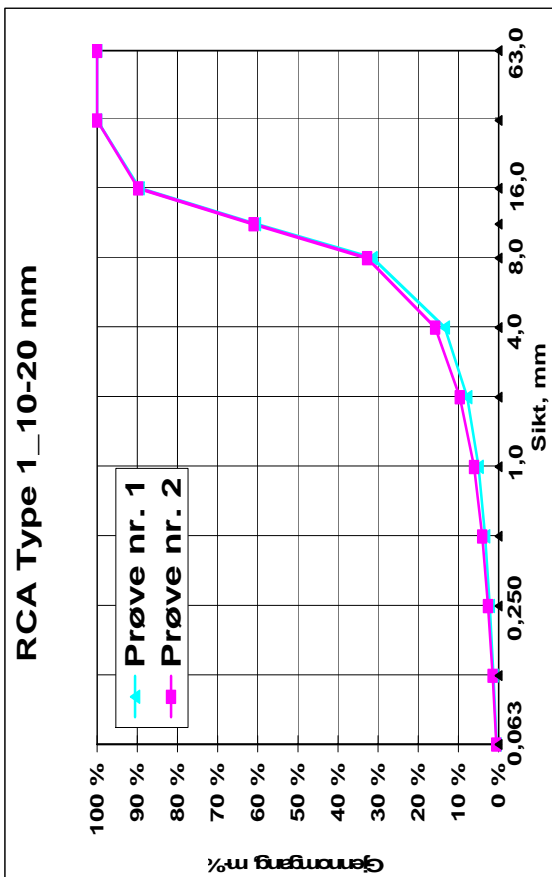
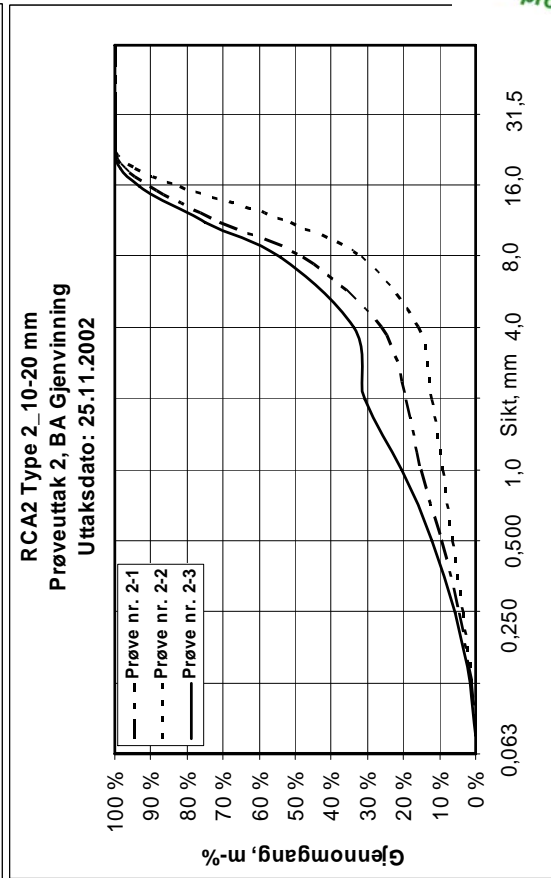
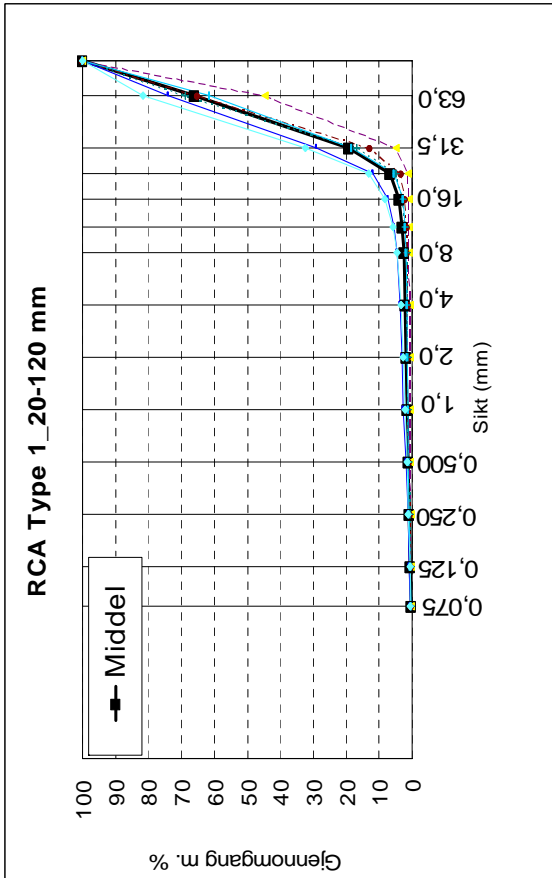
SP = superplastifiserende stoff, det er benyttet både Scancem SSP 2000 og Scancem Mighty-150

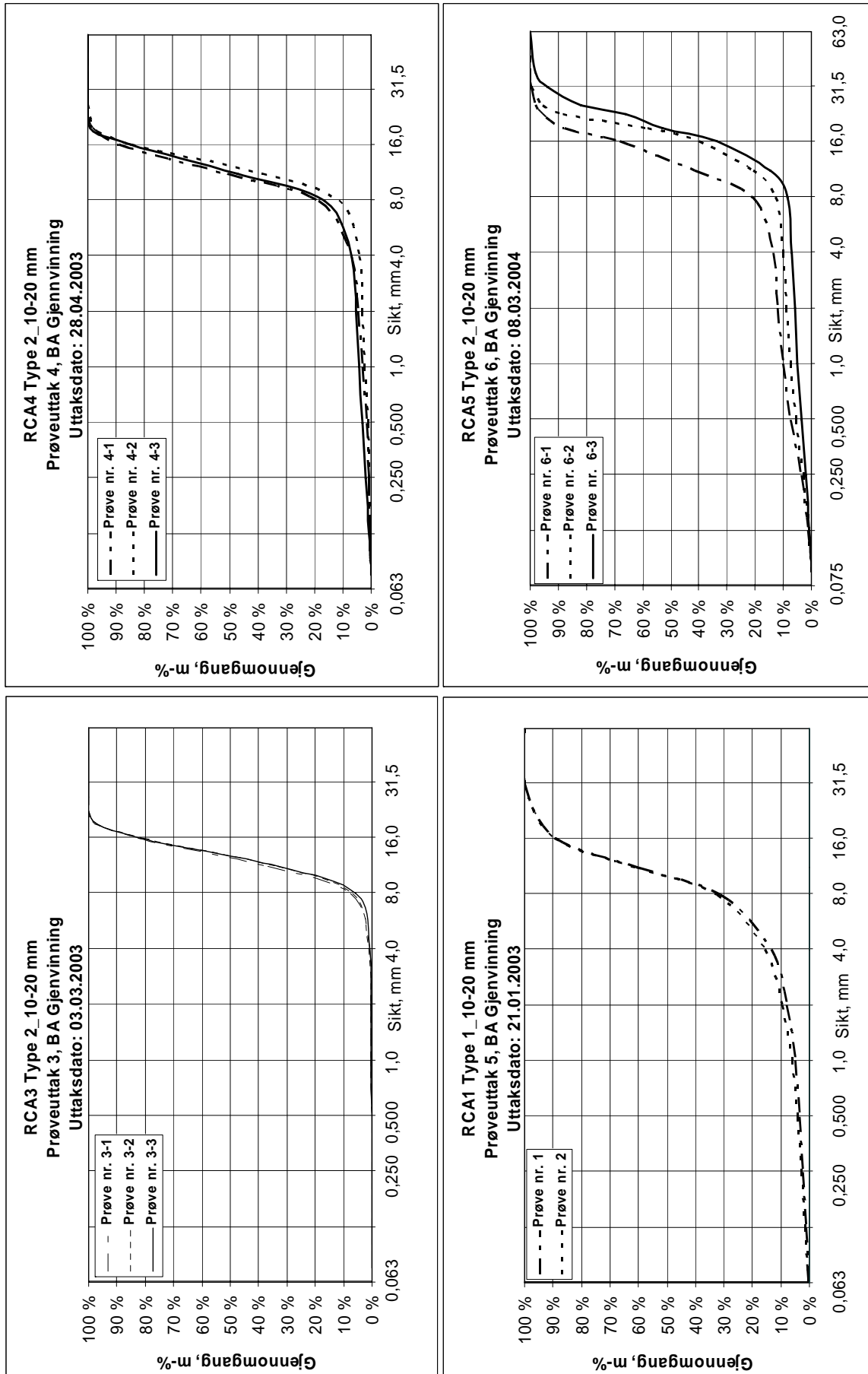
L = Luftinnførende stoff, det er benyttet Scancem L14f

GJENBRUKSPROSJEKTET



VEDLEGG 2: KORNFORDELINGSKURVER





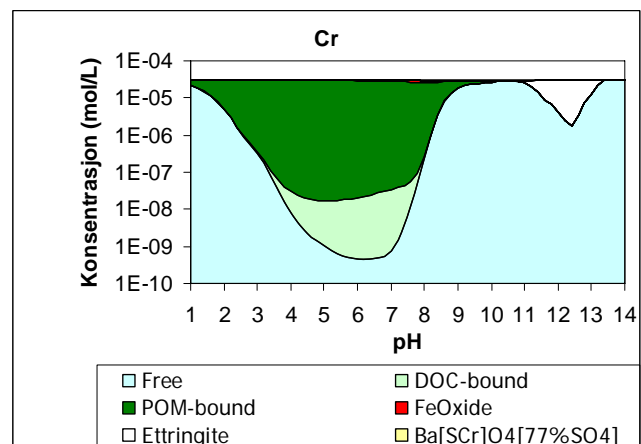
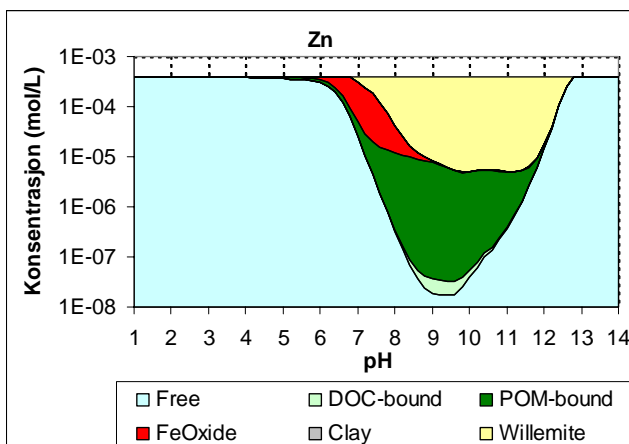
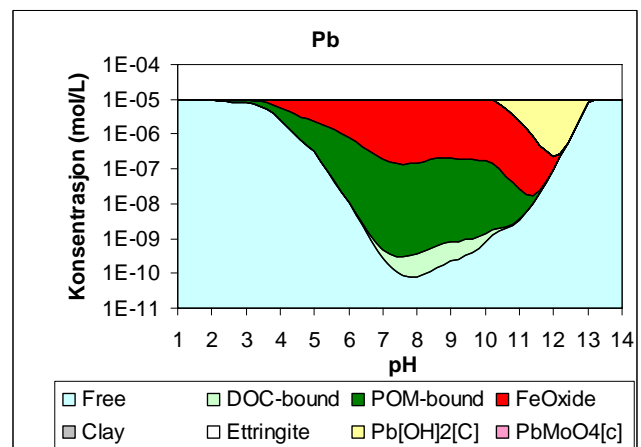
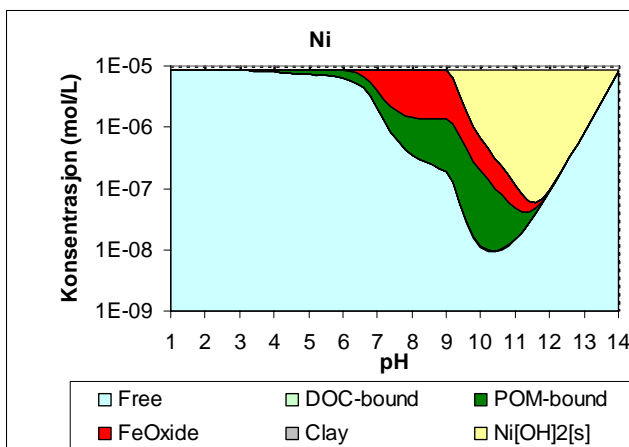
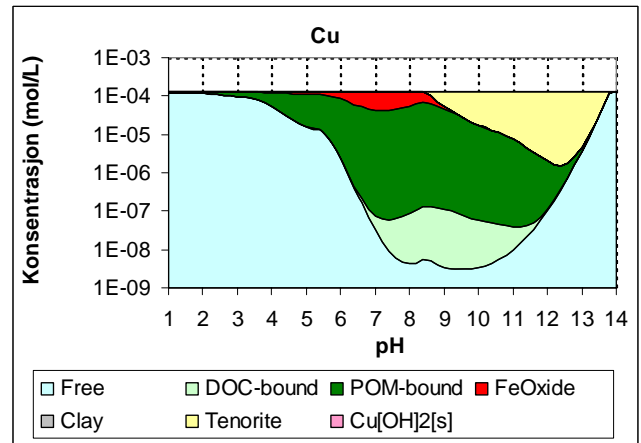
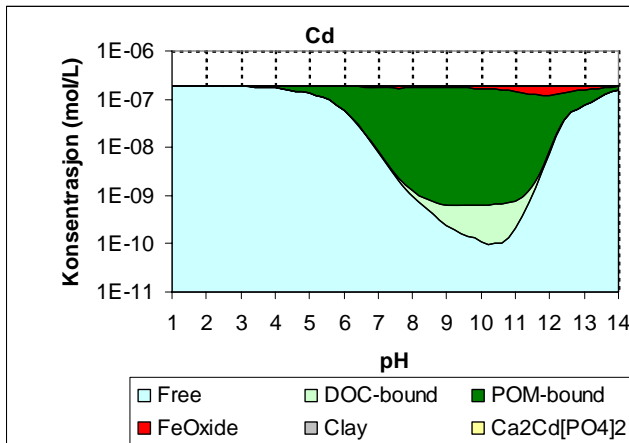
GJENBRUKSPROSJEKTET

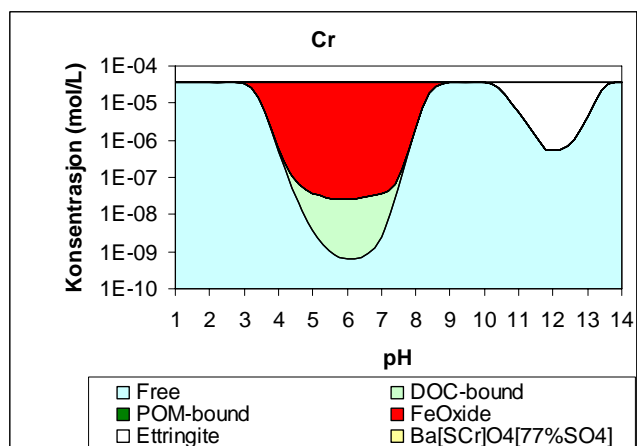
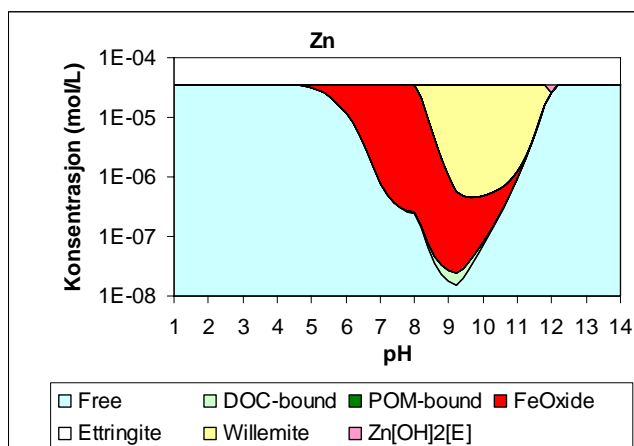
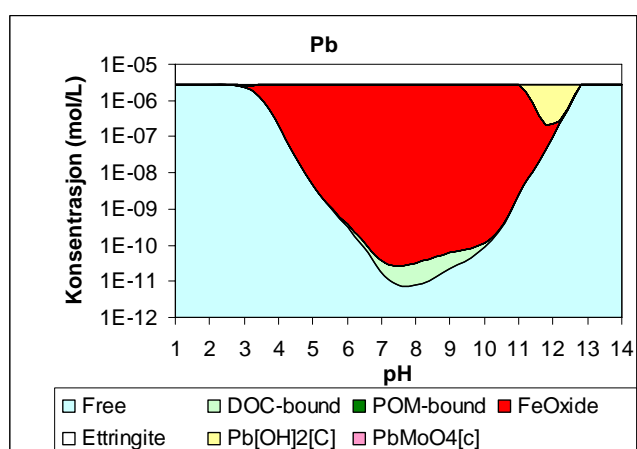
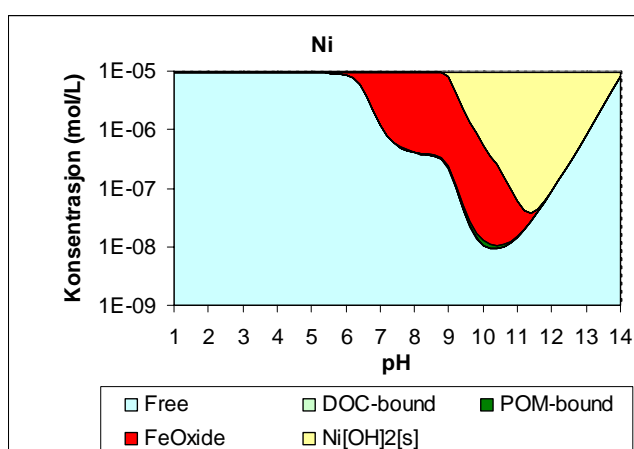
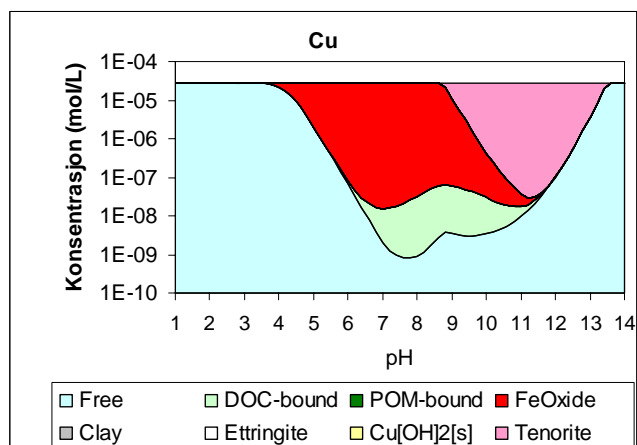
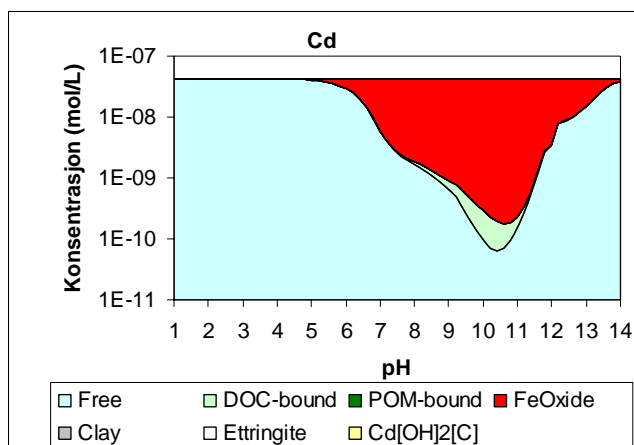


VEDLEGG 3: FASEDIAGRAM

Fasediagrammene beregner fordelingen av metaller mellom fast- og væskefase. Modellen er en tilnærming og forsøker å beskrive utlekkingen med relativt få mineralfaser, interaksjon med organisk materiale og sorpsjon til jern- og aluminiumoksider (FeOxide).

RCA Type 2_0-10 mm



DB 212 Type 1 0-4 mm

GJENBRUKSPROSJEKTET



VEDLEGG 4: BEREGNING AV MAKSIMAL UMLEKING AV TILSETNINGSSTOFFER

DB 210 (SV40)		DB 211	
Tilsatt: Scancem P (kg/m ³)	2,4	Tilsatt: Scancem SSP (kg/m ³)	1,3
Tørrstoff: Scancem P	40 %	Tørrstoff: Scancem SSP	25 %
Tilsatt: Mighty-150 (kg/m ³)	5,2	Tilsatt: Mighty-150 (kg/m ³)	0
Tørrstoff: Mighty-150	40 %	Tørrstoff: Mighty-150	40 %
Tilsatt: Scancem L14f (kg/m ³)	0,49	Tilsatt: Scancem L14f (kg/m ³)	0
Tørrstoff: Scancem L14f kg/m ³	12 %	Tørrstoff: Scancem L14f kg/m ³	12 %
Sementvekt	400	Sementvekt	325
Romvekt	2400	Romvekt	2400
Karbon	65 %	Karbon	0,65
L/S	10	L/S	10
<hr/>		<hr/>	
TOC mg/kg	839,3	TOC mg/kg	88,0
TOC mg/L	83,9	TOC mg/L	8,8
<hr/>		<hr/>	
DB 212		DB 213	
Tilsatt: Scancem SSP (kg/m ³)	1,95	Tilsatt: Scancem SSP (kg/m ³)	1,14
Tørrstoff: Scancem SSP	25 %	Tørrstoff: Scancem SSP	25 %
Tilsatt: Mighty-150 (kg/m ³)	0	Tilsatt: Mighty-150 (kg/m ³)	0
Tørrstoff: Mighty-150	40 %	Tørrstoff: Mighty-150	40 %
Tilsatt: Scancem L14f (kg/m ³)	0	Tilsatt: Scancem L14f (kg/m ³)	0
Tørrstoff: Scancem L14f kg/m ³	12 %	Tørrstoff: Scancem L14f kg/m ³	12 %
Sementvekt	325	Sementvekt	325
Romvekt	2400	Romvekt	2400
Karbon	0,65	karbon	0,65
L/S	10	L/S	10
<hr/>		<hr/>	
TOC mg/kg	132,0	TOC mg/kg	77,2
TOC mg/L	13,2	TOC mg/L	7,7
<hr/>		<hr/>	
DB 214			
Tilsatt: Scancem SSP (kg/m ³)	1,3		
Tørrstoff: Scancem SSP	25 %		
Tilsatt: Mighty-150 (kg/m ³)	0		
Tørrstoff: Mighty-150	40 %		
Tilsatt: Scancem L14f (kg/m ³)	0		
Tørrstoff: Scancem L14f kg/m ³	12 %		
Sementvekt	325		
Romvekt	2400		
karbon	0,65		
L/S	10		
<hr/>			
TOC mg/kg	88,0		
TOC mg/L	8,8		
<hr/>			

GJENBRUKSPROSJEKTET

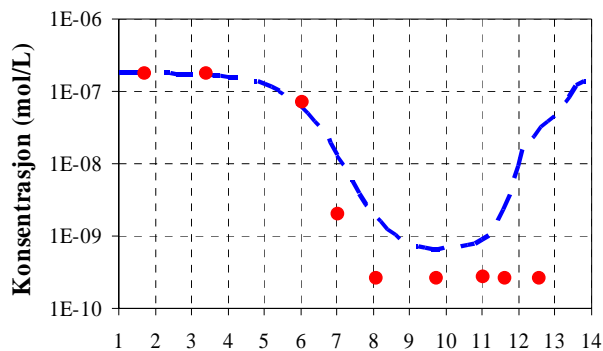


VEDLEGG 5: MODELLERINGSKURVER

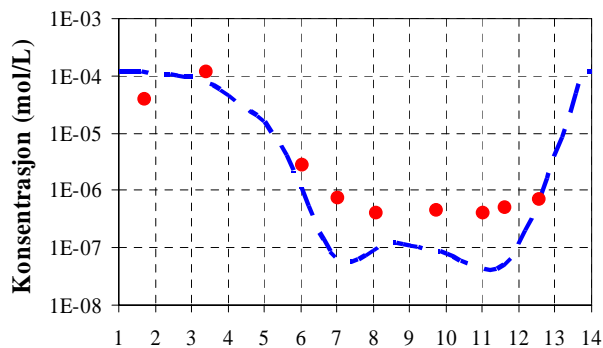
Geokjemisk modellering av Cd, Cu og Cr ved bruk av ORCHESTRA. Rød punkter er målinger i laboratoriet, blå stiplet linje er det simulerte konsentrasjonsforløpet som funksjon av pH [27].

RCA Type 2_0-10 mm

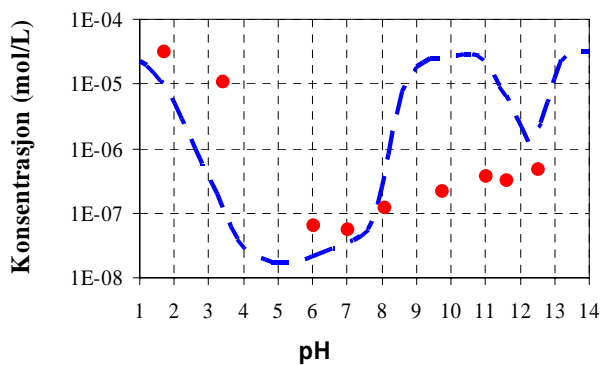
Cd



Cu

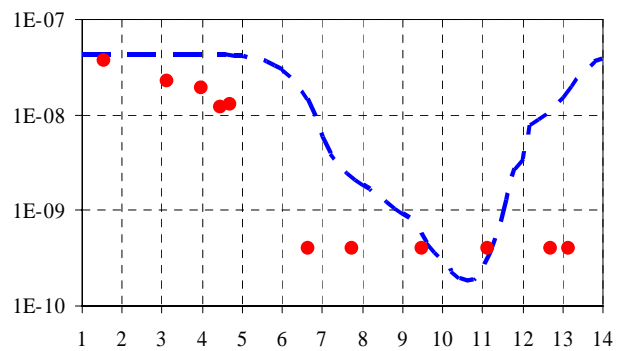


Cr

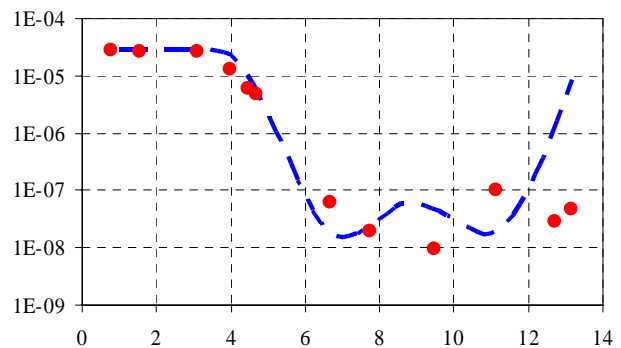


DB 212 Type 1_0-4 mm

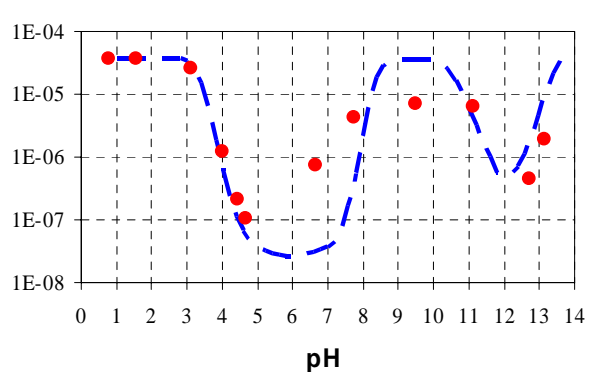
Cd



Cu



Cr



GJENBRUKSPROSJEKTET



VEDLEGG 6: DATA BENYTTET I RISIKOVURDERING (SFT 99:01)

Scenariospesifikke data:

Tabell I. Eksponeringsveier ved aktuell arealbruk. (Kun verdier i gull felt kan endres. Endringer skal begrunnes.)				
Parametre	Standard verdi	Anvendt verdi	Enhet	Begrunnelse (Gule celler må fylles)
Eksponeringstid for oralt inntak av jord (barn)	365 8	0	UAKTUELL	Tildekkede masser uten direkte eksponering
Eksponeringstid for oralt inntak av jord (voksne)	365 8	0	UAKTUELL	Tildekkede masser uten direkte eksponering
Eksponeringstid for hudkontakt med jord (barn)	80 8	0	UAKTUELL	Tildekkede masser uten direkte eksponering
Eksponeringstid for hudkontakt med jord (voksne)	45 8	0	UAKTUELL	Tildekkede masser uten direkte eksponering
Oppholdstid utendørs (barn)	365 24	0	UAKTUELL	Tildekkede masser uten direkte eksponering
Oppholdstid utendørs (voksne)	365 24	0	UAKTUELL	Tildekkede masser uten direkte eksponering
Oppholdstid innendørs (barn)	365 24	0	UAKTUELL	Tildekkede masser som ikke overbygges
Oppholdstid innendørs (voksne)	365 24	0	UAKTUELL	Tildekkede masser som ikke overbygges
Fraksjon av grunnvann fra lokaliteten brukt som	100 %	100 %		Drikkevannsforsyning til hus inntil veien
Fraksjon av inntak av grønnsaker dyrket på lokaliteten	30 %	0 %	UAKTUELL	Dyrkes ikke grønnsaker i nærområdet
Fraksjon av inntak av fisk fra nærliggende resipient	100 %	10 %		Fisk spises i nærliggende resipient

Tabell II. Transport og reaksjonsmekanismer (tabell 21 s.99 i SFT 99:01A; Kun verdier i gule felt kan endres. Endringer skal begrunnes.)					
Parametre	Symbol	Standard verdi	Anvendt verdi	Enhet	Begrunnelse (Gule celler må fylles)
Jordspesifikke data					
Vanninnhold i jord	θ_w	0,2	0,03	l vann/l jord	Tilsvarende grus
Luftinnhold i jord	θ_a	0,2	0,27	l luft/l jord	Tilsvarende grus
Jordas tetthet	ρ_s	1,7	1,7	kg/l jord	
Fraksjon organisk karbon i jord	f_{oc}	1 %	1 %		For bildekk må 5% benyttes !
Jorda porøsitet	ϵ	40 %	40 %		
Parametre brukt til beregning av konsentrasjon i innedørsluft					
Innvendig volum av huset	V_{hus}	240	240	m^3	Ikke aktuelt
Areal under huset	A	100	100	m^2	Ikke aktuelt
Utskiftingshastighet for luft i huset	I	12	12	d^{-1}	Ikke aktuelt
Innlekkingshastighet av poreluft	L	2,4	2,4	m^3/d	Ikke aktuelt
Dybde fra kjellergulv til forurensning	Z	0,5	0,5	m	Ikke aktuelt
Diffusiviteten i ren luft	D_o	0,7	0,7	m^2/d	Ikke aktuelt
Data brukt til beregning av konsentrasjon i grunnvann					
Jordas hydraulisk konduktivitet	k	0,00001 315,36	0,000055 1734,48	m/s m/år	Grus = 0,0001, mens sand = 0,00001 Velger gjennomsnittet mellom grus og sand ca 0,00006
Avstand til brønn	X	0	50	m	50 meter til brønnen nedstrøms
Lengden av det forurensende området i grunnvannsstrømmens retning	L_{gw}	50	35	m	35 m under asfalt i veibanen
Infiltrasjons faktor	IF	0,141	0,141	år/m	Sand under underbygning og nedstrøms
Gjennomsnittlig årlig nedbørmengde	P	730	300	mm/år	Kun 30% av 1000 mm kommer gjennom asfalten
Infiltrasjonshastigheten	I	0,0751389	0,01269	m/år	Beregnet ($IF \cdot P^2$)
Hydraulisk gradient	i	0,02	0,02	m/m	
Tykkelsen av akviferen	d_a	10	3	m	5 meter tykk grunnvannssone til fjell eller tettere lag ?
Tykkelsen av blandingssonen i akviferen	d_{mix}	5,8697689	3	m	Beregnet (ligning (10) i SFT 99:01a)
Data brukt til beregning av konsentrasjon i overflatevann					
Vannføring i overflatevann	Q_{sw}	500000	160000	$m^3/år$	Liten overflate bekk med gj.snitt avrenning på 5 ca. L/sek
Bredden av det forurensende området vinkelrett på retningen av grunnvannsstrømmen	L_{sw}	7,34	500	m	I gb-vei er det lagt opp til 1000 meter lang GB-vei !
Beregnet hastighet på grunnvannstrømning	Q_{di}	271,74006	52034,4	$m^3/år$	Beregnet ($k \cdot i \cdot d_{mix} \cdot L_{sw}$)

Stoff data:

Stoff	Organisk eller uorganisk	Henry	Kd (l/kg)	Koc (l/kg)	log Pow	BCF fisk	BCF stengel grønn-saker	BCF rot-grønn-saker	MTDI (mg/kg/d)	MTDI Krefft risiko (mg/kg/d)	RfC (mg/m3)	RfC Krefft risiko (mg/m3)	Hud-kontakt: f _{du}	Norm-verdi Jord (mg/kg)
Arsen	uorganisk	i.r.	30			200	0,015	0,03	0,0011	0,000006		2,5E-06	0,03	2
Benzo(a)pyren	organisk	3,4E-05		916000	6,4	28200	2,01	1584	0,001	1,4E-06		1,1E-07	0,2	0,1
Bly	uorganisk	i.r.	1000			650	0,001	0,03	0,001		0,0005		0,006	60
Kadmium	uorganisk	i.r.	30			3000	0,15	0,7	0,001		5E-06	5,6E-06	0,14	3
Kobber	uorganisk	i.r.	500			9300	0,1	0,1	0,5					100
Krom (III)	uorganisk	i.r.	2000			10	0,002	0,02	1				0,04	
Krom totalt (III + VI)	uorganisk	i.r.	30			10	0,002	0,02	1		0,00005	3E-07	0,09	25
Kvikksølv	uorganisk	0,47	200			200	0,015	0,03	0,00047		0,0011		0,05	1
Naftalen	organisk	0,02		2000	3,35984				0,04				0,1	0,8
Nikkel	uorganisk	i.r.	100			10	0,07	0,1	0,005		2,5E-05	0,000012	0,35	50
PAH totalt	organisk	0,02		916000	6,4	28200	2,01	1584	Helsesrisiko beregnes ut fra Benzo(a)pyrene				0,2	2
PCB CAS1336-36-3	organisk	0,00034		163622	6	47000	3,71	620,3	5,3E-06	1,3E-06			0,067	0,01
Pyrene	organisk	0,00045		105000	5,11059				0,03				0,2	0,19
Sink	uorganisk	i.r.	100			500	0,1	0,4	1				0,02	100

GJENBRUKSPROSJEKTET



VEDLEGG 7: DELPROSJEKT 2 "MILJØPÅVIRKNING"

Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer er et prioritert tema i Gjenbruksprosjektet. Selv de teknisk minst krevende anvendelser av gjenbruksmaterialer kan stoppe opp på grunn av vår manglende kontroll over miljøpåvirkning. SFT stiller klare krav til hva som skal karakteriseres som farlig avfall, og har også definert normverdier for tillatt innhold av forurensning i jord i følsomme arealer. Det er imidlertid ikke formulert noen grenser for miljøpåvirkning mellom disse to ytterligheter. Miljøpåvirkning er av SFT definert som tiltakshaverens ansvar.

Målet med DP2 er å utarbeide en enkel modell for vurdering av miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer for de mest vanlige tilfeller av deres anvendelse i vegbygging. Ved å utføre grundig arbeid for slike "standardtilfeller", ønsker man å komme fram til praktiske akseptkriterier for gjenbruksmaterialer eller kriterier for begrensning av bruksområder for gjenbruksmaterialer.

Delprosjekt 2 Miljøpåvirkning er delt inn i tre aktiviteter:

DP2-1 Miljødeklarasjon

DP2-2 Miljørisikovurdering

DP2-3 Akseptkriterier for gjenbruksmaterialer i vegbygging

DP2-1 Miljødeklarasjon

Målet for denne aktiviteten er å definere gjenbruksmaterialenes utlekkingspotensial, samt vurdere muligheter for en jevnlig kontroll av miljøegenskaper som gir grunnlag for en miljødeklarasjon. Gruppen ser på eksisterende systemer for miljødeklarasjon av materialer og vurderer muligheter for deres anvendelse eller tilrettelegging for gjenbruksmaterialer..

DP2-2 Miljørisikovurdering

Aktivitetens mål er å utvikle en modell for vurdering av miljørisiko knyttet til gjenbruksmaterialer i vegbygging. Metodikken for det er basert på SFTs retningslinjer for risikovurdering (SFT 99:01) og europeisk standard for dokumentasjon av avfall (ENV 12920).

DP2-3 Akseptkriterier for gjenbruksmaterialer i vegbygging

Målet er å utnytte resultater fra DP2-1 og -2 på en praktisk måte. En mulighet er å formulere grenseverdier for aksept av gjenbruksmaterialer på grunnlag av laboratorietester. En annen mulighet er å formulere begrensninger med hensyn til bruksområde.

GJENBRUKSPROSJEKTET



VEDLEGG 8: RAPPORTOVERSIKT STATENS VEGVESENS GJENBRUKSPROSJEKT 2002-2005

Prosjekt-rapport nr.	Intern rapport nr. ¹⁾	Tittel	Del-prosjekt	Utarbeidet av
1	2309	Gjenbruksprosjektet. Prosjektrapport nr 1: Gjenbruk av knust betong og tegl i vegbygging Testing av mekaniske egenskaper – Erfaringsinnsamling	DP3	Joralf Aurstad, SINTEF
2	2310	Gjenbruksprosjektet. Prosjektrapport nr 2: Bruk av bildekk i støyvoller – Livsløpsvurdering	DP2 / DP5	Karin Synnøve Østby, stud. techn. NTNU
3	2350	Gjenbruksprosjektet. Prosjektrapport nr 3: Varm asfaltgjenvinning i verk	DP4	Olav Ruud, ATI et al.
4	2351	Gjenbruksprosjektet. Prosjektrapport nr 4: Kontroll og dokumentasjon av returafalt	DP4	Olav Ruud, ATI
5	2357	Gjenbruksprosjektet. Prosjektrapport nr 5: Gjenbruk av bildekk i vegbygging – Tekniske og miljøtekniske vurderinger	DP5	Arnt-Olav Håøya, Rambøll AS og Roald Aabøe, Statens vegvesen
5A	2375	Gjenbruksprosjektet. Prosjektrapport nr 5A: Miljøovervåkning av 3 pilotprosjekter med oppkuttete bildekk 2001-2003	DP5	Arnt-Olav Håøya og Guro Thue Unsgård, Rambøll AS
6	2408	Erfaringer fra feltstrekninger med kaldblandet gjenbruksasfalt - Vurdering av tilstandsutvikling og dekkelevetid	DP4	Joralf Aurstad, SINTEF et al.
7	2420	Materialegenskaper for kaldblandet gjenbruksasfalt - vannfølsomhet og styrkeparametere	DP4	Johnny Stenshagen, Mesta as, Øivind Moen, Veidekke ASA et al.
8	2421	Feltforsøk med ubundet asfaltgranulat - Avsluttende undersøkelser på forsøksstrekningene på Fornebu	DP4	Ragnar Bragstad, ATI et al.
9	2410	Materialstrøm for gjenvunnet asfalt	DP4	Ragnar Evensen, Via Nova et al.
10	2411	Frostbestandighet av resirkulert tilslag	DP3	Synnøve A. Myren, Statens vegvesen og Jacob Mehus, NBI /Standard Norge
11	2422	Gjenbruk av knust betong i vegbygging. Mekaniske egenskaper og testmetoder for resirkulert tilslag	DP3	Joralf Aurstad, SINTEF et al.
12	2423	Gjenbruksvegen E6 Melhus	DP6	Jostein Aksnes og Dag Atle Tangen, Statens vegvesen
13	2431	Materialdeklarasjon av resirkulert tilslag. Uttesting av deklarasjonsordning	DP3	Synnøve A. Myren, Statens vegvesen og Jacob Mehus, NBI /Standard Norge
14	2432	Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer i vegbygging	DP2	Gordana Petkovic, Statens vegvesen et al.
14A	2433	Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer i vegbygging – sementbaserte materialer	DP2	Christian J. Engelsen, NBI /Sintef Byggforsk et al.
14B	2434	Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer i vegbygging – asfalt	DP2	Torbjørn Jørgensen, Statens vegvesen et al.
14C	2435	Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer i vegbygging – oppkuttete bildekk	DP2	Arnt-Olav Håøya, Rambøll AS et al.
14D	2436	Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer i vegbygging – Skumglass	DP2	Arnt-Olav Håøya, Rambøll As et al.

15	2437	Finstoffinnhold i gjenbruksbetong	DP3	Joralf Aurstad, Statens vegvesen et al.
16	2438	Kjemisk nedbrytning av resirkulert tilslag. Forsøk med akselerert vanngjennomstrømning	DP3	Christian J. Engelsen, NBI /SINTEF Byggforsk et al.
17	2439	Konstruksjonsbetong med resirkulert tilslag	DP3	Synnøve A. Myren, Statens vegvesen og Jacob Mehus, NBI /Standard Norge
17A	2440	Støttemur ved E6 Taraldrud. Anleggstekniske erfaringer med bruk av knust betong i nye betong	DP3 /DP6	Dag Atle Tangen, Brobyggern AS /Statens vegvesen
18	2441	Gjenbruksvegen E6 Klemetsrud – Assurtjern	DP6	Dag Atle Tangen, Brobyggern AS /Statens vegvesen
19	2442	Reelle muligheter for gjenbruk – status ved avslutning av Gjenbruksprosjektet	DP7	Gordana Petkovic, Statens vegvesen
20	2377	Utradisjonelle gjenbrukstiltak – Eksempelsamling	DP8	Dag Atle Tangen, Brobyggern AS /Statens vegvesen
21	2445	Gjenbruk av avfallsglass som granulert skumglass i vegkonstruksjoner	DP5	Roald Aabøe, Statens vegvesen et al.
22	2446	Flyveaske fra papirproduksjon brukt i kalksementpeler	DP5	Guro Brendbekken, Optimal geoteknikk et al.

¹⁾ Teknologivdelingens rapportserie (Internrapporter, fra juni 2005 Teknologirapporter)