

Recuperació i reutilització de les aigües subterrànies en àrees urbanes: el cas de l'aqüífer del riu Congost

27

Ponències
Anuari del
Centre d'Estudis
de Granollers
1998

Resum: *Les aigües subterrànies en àrees urbanes com l'aqüífer del Congost poden complementar el subministrament procedent d'altres fonts (aigües superficials). La principal dificultat es troba en la contaminació per activitats industrials que presenta l'aigua subterrània (microcontaminants orgànics, metalls pesants: crom, plom, cadmi i mercuri). Per aconseguir la reutilització de les aigües subterrànies en aquesta regió serà fonamental l'eliminació dels focus contaminants i l'adient protecció de l'aqüífer.*

1. Introducció. Els aqüífers: característiques fonamentals

El cicle hidrològic, o cicle de l'aigua, definit com la circulació contínua d'aigua entre l'oceà i l'atmosfera, comprèn el conjunt del sistema hidrològic i en aquest sistema les aigües subterrànies no existeixen de forma aïllada (fig. 1a). L'aigua superficial i subterrània està totalment connectada a rius, llacs i zones humides mitjançant descàrregues que mantenen els nivells de l'aigua i els ecosistemes aquàtics i en altres ocasions mitjançant la recàrrega de les aigües subterrànies a partir de les superficials.

El volum total d'aigua disponible a la Terra s'estima en $1,4^9 \text{ km}^3$, les aigües subterrànies junt amb les glaceres i masses de neu constitueixen el 98% de l'aigua dolça existent (Custodio y Llamas, 1983).

L'aigua que després de precipitar arriba a la superfície del sòl pot infiltrar-se. Si el sòl és permeable, la major part de l'aigua que s'infiltra circula en sentit vertical sota la influència de les forces capil·lars i gravitacionals. En el sòl l'aigua ocupa dues zones diferenciades: la zona saturada inferior, en la qual l'aigua és present en els porus i coexisteix amb la matriu sòlida; i la zona no saturada en la qual els porus són ocupats per l'aire i l'aigua.

Els materials geològics plenament saturats d'aigua i permeables fins al punt de permetre la transmissió del fluid, s'anomenen aqüífers (fig. 1b). La major part d'aquests materials contenen porus entre llurs grans i fractures. Alguns exemples d'aqüífers són els dipòsits sedimentaris (sorres, graves, arenisques i roques cristal·lines alterades), i els associats a roques en les quals l'emmagatzament d'aigua es restringeix als sistemes de fracturació, fissures, etc., originats per esforços tectònics (granits, calcàries, etc.).

El moviment de l'aigua es produeix com la resposta de dues forces: gravetat i pressió. Quan l'aigua circula pel medi porós, la viscositat del fluid actua com una força de resistència al seu moviment.

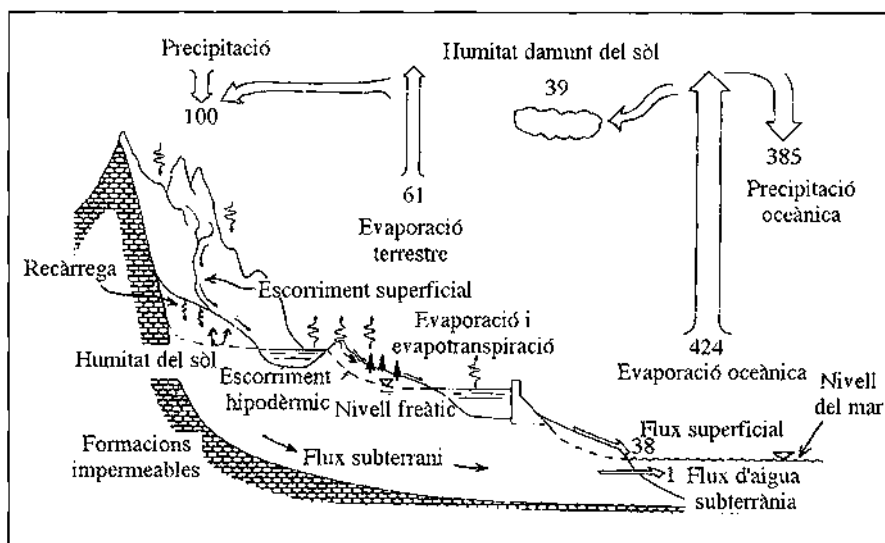


Fig. 1a. El cicle hidrològic

La funció més important relacionada amb l'emmagatzament d'aigua és la porositat, que constitueix la fracció d'espai buit (porus o fractures), que conté l'aigua d'una formació geològica. La funció de transport més important d'una formació geològica saturada és la conductivitat hidràulica, definida com la capacitat d'un medi porós per permetre el moviment de l'aigua. Així mateix, també es pot definir la *transmissivitat*, que és la mesura de la quantitat d'aigua que pot ser transmesa horitzontalment mitjançant la zona saturada de l'aqüífer.

En la zona saturada l'aigua es mou de les zones de recàrrega a les àrees de descàrrega en funció de la variació de nivell piezomètric i seguint la llei de Darcy:

$$q = k \cdot l,$$

on q és la velocitat de flux, k és la conductivitat hidràulica i l és el gradient hidràulic.

2. L'aigua subterrània i el medi ambient urbà

Les aigües subterrànies constitueixen un important recurs hídric en la satisfacció de les necessitats de la població humana, així com de les seves activitats econòmiques, estètiques i recreatives. Però també estan molt lligades a les etapes inicials de desenvolupament econòmic i social de moltes regions. La utilització de les aigües subterrànies com a font de subministrament (urbà, industrial i agrícola) té aspectes enormement positius per a la naturalesa físicoquímica dels aquífers i l'aigua subterrània i per la bondat tecnicoeconòmica que llur explotació pot portar afegida. No obstant això, també poden derivar-se alguns prejudicis de l'explotació dels aquífers, com a conseqüència de les alteracions que aquesta explotació origina, ja que les aigües subterrànies

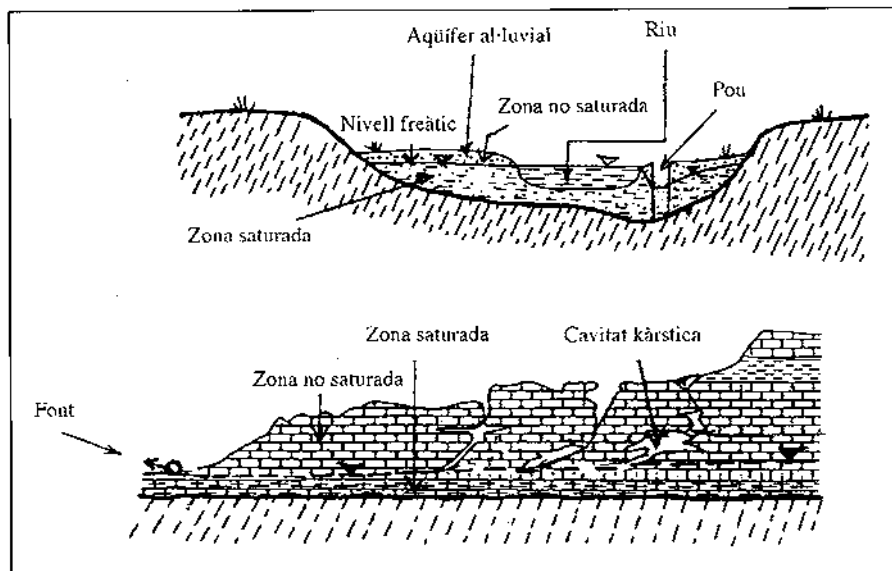


Fig. 1b. Exemples d'aquífers

juguen un important paper mediambiental, sobretot en relació amb la descàrrega dels sistemes aquífers, donat que aquesta manté els cabals base dels rius i alimenta nombroses zones humides d'interès ambiental, entre altres aspectes.

En ocasions, és l'abandonament de l'explotació de les aigües subterrànies l'origen de notables perjudicis, com està succeint en algunes zones urbanes amb l'ascens general dels nivells freàtics després que l'explotació dels aquífers minvi o s'abandoni (delta del Besòs i aquífer del pla de Barcelona, al·luvial del Congost en el nucli urbà de Granollers, etc.). També l'abandonament de tasques mineres origina problemes ambientals associats al rentat dels estèrils i dels residus miners quan els lixiviats es troben amb les aigües subterrànies, i produeix una contaminació per metalls pesants i d'altres possibles substàncies.

En altres ocasions l'explotació d'aquífers profunds de caràcter termal pot ser l'origen de la salinització del sòl i de les aigües superficials, quan aquests fluids termals posseeixen una elevada salinitat, i també és freqüent la contaminació per metalls pesants i substàncies com estronci, bari, bor i liti procedents de la utilització d'aquestes aigües.

A continuació es comenten alguns dels aspectes tècnics ambientals més importants lligats a l'explotació de les aigües subterrànies en ambients urbans.

Aigües subterrànies en ambients urbans

L'explotació dels aquífers en àrees urbanes ha estat un fet freqüent en nombroses poblacions (Madrid, Barcelona, etc.) des de fa segles, i gràcies a diferents tipus de captacions: mines o galeries, grans pous oberts, sondeigs de diverses tipologies, etc. No obstant això, en els últims dècennis moltes d'aquestes captacions s'han anat abandonant, al mateix temps que s'utilitzava l'aigua superficial com a principal font d'abastament, tal com ha succeït en l'àrea metropolitana de Barcelona, on s'extreien a la dècada de 1960 prop de 5 m³/s d'aigua dels aquífers.

El principal paper que poden jugar aquests aquífers en el subministrament d'aigua és el de complementar el subministrament procedent d'altres fonts, com a manera de garantir el

subministrament en situacions anòmales (secades) o d'emergència (avaries, accidents, contaminacions).

Aquest paper regulador dels aqüífers urbans centrat a atendre puntes periòdiques de demanda o l'abastament d'emergència pot complementar-se amb la utilització de l'aqüífer com a magatzem d'excedents d'aigua tals com: aigua de tempesta, tractada, potabilitzada, etc.

La utilització d'aquestes aigües subterrànies urbanes es pot veure condicionada per problemes de qualitat associats a activitats potencialment contaminants que es produeixen en les àrees densament urbanitzades.

En aquest sentit és freqüent que els aqüífers urbans presentin contaminats microbiològics, alts continguts en NO_3^- , elevada duresa total, i una certa salinitat originada en la infiltració d'aigua residual, així com diversos contaminants procedents d'emplaçaments industrials urbans.

Per això els usos possibles dels aqüífers urbans, en el cas d'aigües de qualitat baixa, poden ésser tals com els següents:

- * regatge de jardins i carrers
- * manteniment de llacunes, zones inundades i aiguamolls
- * refrigeració de màquines tèrmiques
- * emmagatzament d'energia (calefacció o refrigeració)
- * dilució d'aigües (residuals o rius molt contaminants).

Aquesta explotació dels aqüífers urbans pot presentar també avantatges importants addicionals, com ara el control dels problemes associats a l'ascens de nivells piezomètrics (negament freàtic), en el cas d'aqüífers en els quals l'abandonament de l'explotació provoca una recuperació més o menys lenta dels nivells (aqüífers del delta del riu Besòs i del pla de Barcelona).

En qualsevol cas, cal tenir present que els processos d'urbanització afecten profundament els aqüífers, no sols en relació amb la qualitat de l'aigua, sinó que també provoquen modificacions en la magnitud, la qualitat i la localització de la recàrrega, així com en els nivells freàtics, ja sigui quan aquests davallen o puguen a causa del règim d'explotació.

3. La contaminació dels aqüífers

Introducció

32

La contaminació de la zona saturada dels aqüífers pot produir-se a través del medi no saturat, i per tant, del sòl, o bé directament. La forma i manera de la contaminació, la naturalesa del contaminant i les reaccions fisicoquímiques amb l'aigua i el medi sòlid conformen els mecanismes bàsics que expliquen el transport dels contaminants. Tot això és condicionat també per les característiques hidrogeològiques del medi i les seves possibles heterogeneïtats (Custodio y Llamas, 1983).

La contaminació, per causes antròpiques de les aigües subterrànies, pot ésser d'origen artificial quan és el resultat de l'abocament de substàncies contaminants, o pot tenir un caràcter induït, quan és producte de l'alteració del funcionament hidrodinàmic dels aqüífers, a causa de la seva explotació, tal com s'ha vist en el capítol anterior.

En el cas d'aqüífers costaners, la salinització originada per l'avançament de la falca d'intrusió marina al·l'interior del continent, o per l'increment de l'espessor de les *interfaces*, a causa de l'explotació, pot considerar-se també com a un procés de contaminació natural.

Els diferents contaminants poden classificar-se en relació amb els processos que pateixen en el medi subterràni, com:

- a) conservatius: només es veuen afectats per processos de dilució
- b) conservatius en el medi: no pateixen alteració, excepte adsorció i canvi iònic
- c) degradables: són susceptibles de processos químics o bioquímics
- d) desintegrables: són susceptibles de la desintegració radioactiva
- e) biològics: són capaços de produir efectes biològics associats a contenir ADN o per generar substàncies tòxiques derivades del seu metabolisme.

La contaminació de les aigües subterrànies pot ésser puntual quan la font està concentrada sobre una petita superfície (per exemple, quan està associada a una perforació o pou) o bé difusa, quan el contaminant s'estén sobre una gran superfície. En el cas de fonts puntuals, els processos de contaminació solen donar lloc a

concentracions elevades que constitueixen plomalls, i en el segon cas tendeixen a crear una estratificació regionalitzada, i en nombroses ocasions es produeixen processos de barreja per l'acció de pous totalment penetrants en l'aqüífer.

Una classificació tipològica dels possibles focus de contaminació d'aigües subterrànies és la que proposa Fetter (1994):

33

- 1) dispositius de vessament d'aigua residual: fosses sèptiques, pous d'injecció, regatge amb aigua residual
- 2) dipòsits d'emmagatzematge de residus: abocadors, excavacions a cel obert, abocadors miners (fangs de flotació), escombreres mineres (estèrils), rebliments en extraccions d'àrids, dipòsits enterrats (gasoil, etc.)
- 3) instal·lacions de transport de fluids: canonades i oleoductes, operacions de transport
- 4) fonts difuses (irrigació, pesticides, operacions agrícoles diverses)
- 5) fonts associades a la perforació d'aqüífers (interconnexió d'aqüífers, etc.)
- 6) fonts relacionades amb processos naturals activats per l'acció del home: interrelació amb aigües superficials, intrusió marina.

Els focus puntuals de contaminació, relacionats amb activitats industrials, són de tipologia molt diversa i se'n poden distingir les categories següents:

- 1) abocaments directes en superfície
- 2) abocaments subterranis
- 3) abocaments a partir de dipòsits controlats
- 4) formes de contaminació indirecta.

Quant a la forma en què es produeix la contaminació, és a dir, el mecanisme pel qual un contaminant assoleix la zona saturada d'un aquífer, podem establir tres mecanismes bàsics:

- 1) per infiltració de lixiviats o substàncies solubles dipositades sobre el terreny
- 2) per enterrament de substàncies sota la superfície del terreny
- 3) per injecció de contaminants directament sota el nivell freàtic.

El aquífers granulars freàtics, com l'aqüífer del Congost, són generalment els més vulnerables a la contaminació per la seva elevada conductivitat hidràulica i escassa distància del nivell freàtic a la superfície del terreny (no sempre és així a Espanya). En aquests

casos els contaminants s'infiltrin seguint una direcció vertical i travessant la zona no saturada, la zona capil·lar i si no són retinguts pels processos físicoquímics que es produeixen en el sòl, acaben per abastar el nivell saturat.

Comportament i mobilitat dels contaminants

34

Els contaminants que apareixen en els sòls i les aigües subterrànies poden dividir-se a grans trets en compostos inorgànics i orgànics. Les substàncies inorgàniques més nocives són fonamentalment els metalls pesants (Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Mn, Ag, Zn, Fe i Sb), també es troben unes altres substàncies inorgàniques no metàl·liques com P, B, F, As, Se, i alguns ions habitualment presents en l'aigua subterrània (Cl^- , NO_3^- , K^+ , Na^+).

En general els metalls pesants apareixen en concentracions molt baixes ($\mu\text{g/l}$), encara que en determinades condicions poden assolir valors d'alguns mg/l . Els compostos orgànics presenten una variabilitat molt major, i de fet cada any apareixen centenars de substàncies noves capaces de mobilitzar-se al medi ambient. Les famílies principals de substàncies orgàniques habitualment detectades en l'aigua subterrània són: hidrocarburs lineals (alcans), hidrocarburs aromàtics, hidrocarburs aromàtics policíclics, dissolvents halogenats densos (PCE, TCE, etc.) i diferents tipus de pesticides.

En el seu moviment pel terreny, des del moment de la infiltració, els contaminants pateixen una sèrie de processos que tendeixen a disminuir la seva concentració en l'aigua subterrània, des del focus d'emissió i en la direcció del flux subterrani, i que poden ésser resumits de la manera següent:

1) processos físics:

- * difusió cap a porus semitancats i cap a o des de zones de baixa permeabilitat
- * dispersió hidrodinàmica
- * filtració mecànica en la superfície del terreny

2) processos químics:

- * formació de complexos
- * adsorció en el medi sòlid
- * precipitació i coprecipitació
- * reaccions redox

3) processos radioactius

4) processos biològics:

- * síntesi cel·lular
- * degradació aeròbia i anaeròbia
- * inactivació de virus i mort de bacteris.

Els sòls, i per tant, la zona no saturada, constitueixen la primera barrera a la mobilització dels contaminants. En la zona no saturada les substàncies de caràcter volàtil es propaguen en funció de gradients de concentració, densitat o pressió, i ocasionen plomalls en fase vapor que en ocasions assoleixen dimensions notables (dissolvents clorats, compostos aromàtics, etc.).

Els contaminants presents en aquesta zona en fase aquosa poden quedar retinguts per les partícules del medi porós en forma de pel·lícula, o bé viatjar a través del medi porós no saturat quan aquesta dissolta és més mòbil. En el cas de líquids immiscibles, penetren en el sòl amb major o menor facilitat en funció de les seves propietats fisicoquímiques, i aconseguen el nivell saturat, i fins i tot penetrant en tot l'aquífer quan tenen una densitat major que la de l'aigua subterrània.

En qualsevol situació, els contaminants patiran una atenuació a causa dels mecanismes d'interacció amb el medi sòlid i amb l'aigua, fenòmens que es produeixen amb major intensitat en la zona no saturada, i que vénen condicionats pels factors següents:

- * temps de contacte de la substància amb el medi porós
- * mida de gra i característiques físiques i químiques del medi granular
- * distància recorreguda pel contaminant
- * naturalesa del contaminant.

Quant a la propagació del contaminant, la situació del focus, la forma de polució (acció antròpica causant de la contaminació), naturalesa de la contaminació i heterogeneïtat de l'aquífer, seran la causa que cada cas real tingui unes característiques pròpies quant a intensitat i resultats de la contaminació.

En aquest sentit caldrà tenir en compte que la detecció real i en la seva magnitud de la contaminació dependrà de la situació i profunditat dels punts de mostreig, així com la seva forma i l'existència de fluxos verticals en la perforació, que poden intensificar o emascarar l'efecte de la contaminació.

També la presència d'heterogeneïtats pot modificar la forma del plomall de contaminació, que es mou de forma preferent pels nivells de major conductivitat hidràulica.

La persistència de la contaminació en l'aqüífer, en el cas d'una font de contaminació temporal, una vegada desapareguda aquesta font serà l'equivalent (com a mínim) al temps de renovació de l'aigua en l'àrea afectada. Aquest temps serà en moltes ocasions considerablement major si hi ha un retard en el moviment per processos d'absorció, canvi iònic o precipitació reversible, i aquest temps de residència no és perjudicial quan ens trobem amb substàncies degradables o desintegrables.

4. L'aqüífer del riu congost: característiques generals i qualitat de l'aigua subterrània

Característiques hidrogeològiques

L'aqüífer al·luvial en aquesta zona es troba associat a diferents nivells de terrasses al·luvials (fig. 2), i es poden distingir tres nivells de terrasses associades a dipòsits llimosos d'origen col·luvial, que, a la vegada, encadenen amb glacis desenvolupats en les vessants miocèniques. L'edat dels materials quaternaris oscil·la entre l'interglacial Riss i Wurm per la terrassa superior i l'holocè per la terrassa inferior. L'aqüífer del riu Congost s'ubica en la vall del riu del mateix nom, afluent principal del riu Besòs, i en què existeix un aquífer al·luvial quaternari, de caràcter arenós, i explotat intensament per usos agrícoles, industrials i d'abastament públic. Els límits de l'aqüífer es poden establir en l'estret de la Garriga i en el de Montmeló, a on es connecta hidràulicament amb l'aqüífer de la cubeta de la Llagosta.

El nombre i l'alçada de les terrasses depèn de la zona de la vall en què ens trobem, i s'aprecia a partir del final de la cubeta un progressiu encaixament d'aquestes terrasses.

Les terrasses es presenten a les rodalies de Granollers de la manera següent (Navarro, 1989):

- terrassa superior (a 5-10 m sobre el Congost).
- terrassa mitja (a 2 m sobre el Congost)
- terrassa inferior (a 0,5-1 m sobre el Congost)

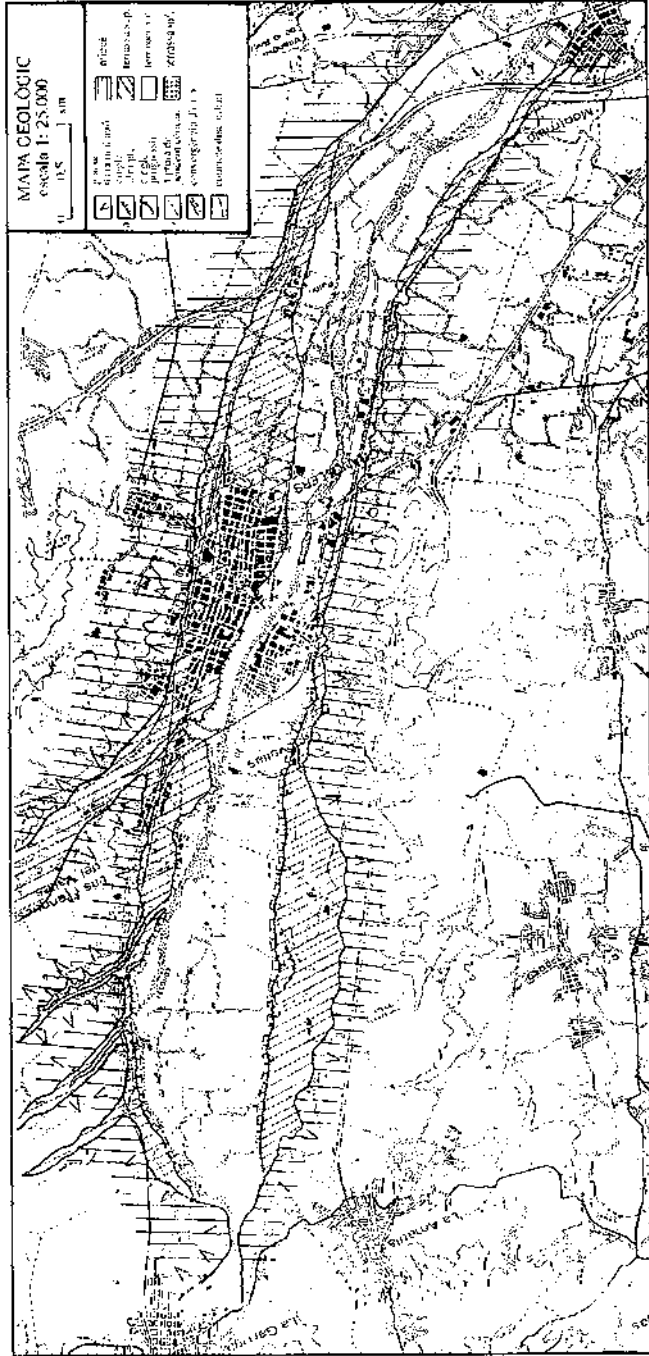


Fig. 2. Aquífer al lluvial del riu Congost

La naturalesa litològica de cada terrassa és molt variable, així la terrassa superior posseeix una cobertura llimosa molt potent (4-8 m), mentre que a la terrassa mitjana i inferior aquesta capa superficial a penes supera els 2 metres. Així mateix, les dues terrasses inferiors estan constituïdes per capes de arenes i graves molt netes, mentre que en la terrassa superior les argiles i llims formen abundants intercalacions entre capes d'arenes i graves amb matriu argilosa. A l'àrea de Granollers la base de la terrassa superior està formada per un potent dipòsit de graves netes.

El miocè constitueix la base impermeable sobre la qual descansen les terrasses al·luvials. En aquesta àrea es presenten dues fàcies característiques:

- argiles i arenisques arcòsiques
- argiles grogues i lluentons d'arenisques i conglomerats.

Les terrasses al·luvials es desenvolupen sobre paleocorrents excavats en la base impermeable (fig. 2), la profunditat màxima dels quals arriba a assolir els 15 m sota la superfície del terreny, i en ocasions es produeixen circulacions subterrànies independents, quan els nivells freàtics descendeixen per sota del llindar de separació dels paleocorrents.

Per la totalitat de l'aqüífer al·luvial s'ha estimat un volum màxim d'embassament de l'ordre de $7'5 \text{ hm}^3$, un espessor saturat mitjà de l'ordre de 5 m i una transmissivitat que oscil·la entre 250 i 500 m^2/dia , i s'estima una porositat eficaç mitjana de l'ordre del 10-12% (Navarro, 1989).

Amb relació al funcionament de l'aqüífer al·luvial quaternari, es comporta com un aqüífer lliure, amb una complexa relació hidràulica amb el riu Congost, encara que en la zona d'estudi, la presència de la base impermeable molt a prop del jaç del riu, fa poc probable una aportació considerable d'aigua superficial.

La principal font de recàrrega a l'aqüífer la constitueixen les precipitacions directes. Es calcula un temps de resposta de l'aqüífer a la precipitació d'uns 30 dies.

Les entrades d'aigua a l'aqüífer són, de major a menor importància:

- 1) infiltració de la precipitació caiguda directament a l'aqüífer
- 2) infiltració del riu en avingudes

- 3) infiltració per excedents de regatge i pèrdues de les xarxes d'abastament
- 4) entrades subterrànies per l'estret de la Garriga.

Les sortides es produeixen per:

- 1) extraccions dels pous
- 2) sortides subterrànies a l'aqüífer de la cubeta de la Llagosta.

39

La circulació subterrània en l'aqüífer al·luvial del Congost està condicionada per l'existència de diferents paleocanals, fonamentalment dos, que en el marge esquerre i dret del riu recorren tot l'aqüífer. Els paleocanals queden clarament definits pels perfils realitzats (fig. 2).

Explotació de l'aqüífer

L'aqüífer al·luvial ha estat explotat durant molts anys per a usos agrícoles, ús industrial i abastament públic (taula 1). Així, el 1982 el 25% de l'aigua consumida per abastament urbà procedia de l'aqüífer al·luvial, gràcies a les captacions de can Serra a les Franqueses (487.000 m³ el 1982) i altres captacions disseminades pel terme municipal de Granollers (584.000 el 1982).

Taula 1. Consum d'aigua per a abastament públic en el municipi de Granollers. Valors en m³/any.

ANY	AIGUA SUBTERRÀNIA	AIGUA SUBMINISTRADA PER L'EMPRESA SOREA
1982	1.071.000	2.998.315
1984-1985	1.428.280	3.271.000
1987	155.040	3.630.000
1997	50.000	5.000.000

Això no obstant, els problemes de contaminació que progressivament afecten les diferents captacions, porten a un consum d'aigua subterrània per abastament públic quasi menyspreable el 1997.

Per la totalitat de l'aqüífer les extraccions realitzades durant els anys 80 i anteriors havia de voltar els 5'5 hm³/any (taula 2), que per ésser un valor similar a les entrades mitjanes naturals a l'aqüífer, provocava importants descensos en anys secs, o amb pluviometries per sota de les precipitacions mitjanes.

Taula 2. Extraccions per zones d'aigua subterrània en l'aqüífer del Congost segons l'inventari de 1986. Valors en hm³/any.

MUNICIPI	U. AGRÍCOLA	U. URBÀ	U. INDUSTRIAL	TOTAL
CANOVELLES	D	D	0,2	0,2
GRANOLIERS	1,1	0,6	0,8	2,5
LES FRANQUESES	1,3	0,8	0,2	2,3
MONTORNÉS	0,1	-	0,3	0,4
MONTMELÓ	D	-	0,1	0,1
TOTAL	2,5	1,4	1,6	5,5

Nota: D: quantitats menyspreables
- : nul·les

Donat que no es coneix en l'actualitat (1998) amb precisió el consum per a ús agrícola i industrial en l'aqüífer, resulta difícil quantificar la quantitat d'aigua subterrània que podria tornar a explotar-se, encara que seria un valor raonable els 1'4 hm³/any d'aigua subterrània que s'extreien per a abastament urbà.

Els cabals d'aigua subministrats fins al 1987 procedien de les captacions de l'empresa Aigües Potables del Vallès.

En qualsevol cas, abans d'emprendre qualsevol pla de reexplotació de l'aqüífer s'hauria de realitzar un inventari realista de les captacions i extraccions actuals, així com un balanç de l'aqüífer.

Característiques hidroquímiques de l'aigua subterrània

L'anàlisi hidroquímica de l'aqüífer al·luvial s'ha abordat mitjançant el mostratge de 22 captacions en dues campanyes de mostratge realitzades el 1985 i el 1994.

En la campanya de 1985 es van determinar mitjançant espectroscòpia d'adsorció atòmica i altres mètodes clàssics els paràmetres següents: conductivitat elèctrica (25°C), pH, duresa total, alcalinitat TAC, CO³H⁻, SO₄⁼, Cl⁻, NO₃⁻, Na⁺, K⁺, Ca⁺⁺, Mg⁺⁺, Fe i NH₄⁺.

En la campanya de 1994 les determinacions realitzades foren les següents: conductivitat elèctrica (25°C), clorurs, NO₂⁻, NO₃⁻, NH₃, microorganismes aeròbics, estreptococos fecals, bacteris coliformes, *Clostridium perfringens*, *Escherichia coli*, i diversos fags de bacteroides.

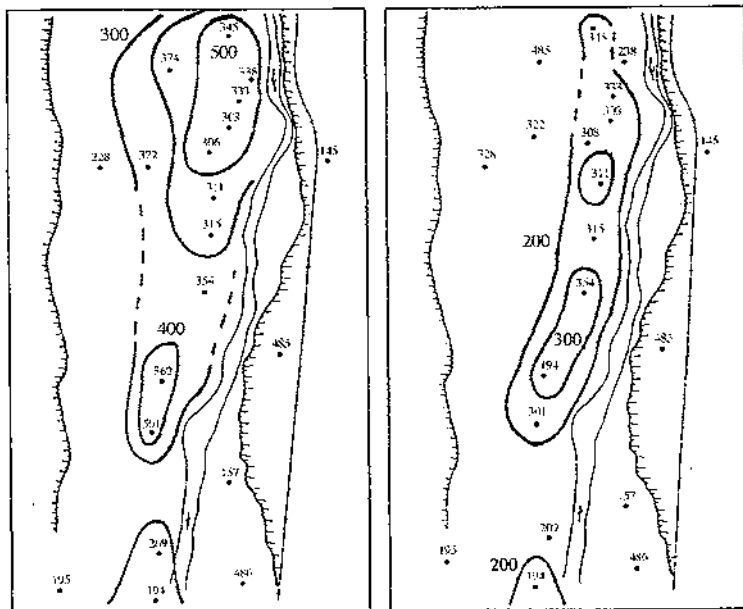


Fig. 3 i 4. Concentracions d'isoclorit el 1985 i el 1994, en mg/l de Cl⁻

L'estudi dels paràmetres hidroquímics habituals mostra l'existència d'aigües amb una salinitat elevada (conductivitat elèctrica > 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) associades a les zones contaminades de l'aqüífer al·luvial, i d'aigües no contaminades vinculades al miocè i a la terrassa superior, que es caracteritzen per una conductivitat que oscil·la entre 800-1.000 microsiemens/cm, a diferència dels 1.677 microsiemens/cm que té l'aigua de les terrasses mitja i baixa. Són així mateix destacables de les aigües de la terrassa superior les característiques següents:

- baix contingut en Na i Cl⁻
- baix contingut en NO₃⁻
- % de Ca (meq) sempre superior al 70 per 100
- % de Cl⁻ (meq) sempre inferior al 40 per 100.

La contaminació de l'aqüífer sembla originada per quatre focus majors de contaminació:

- 1) infiltració d'aigua residual des de fosses sèptiques
- 2) activitats agrícoles associades a l'ús d'aigua superficial

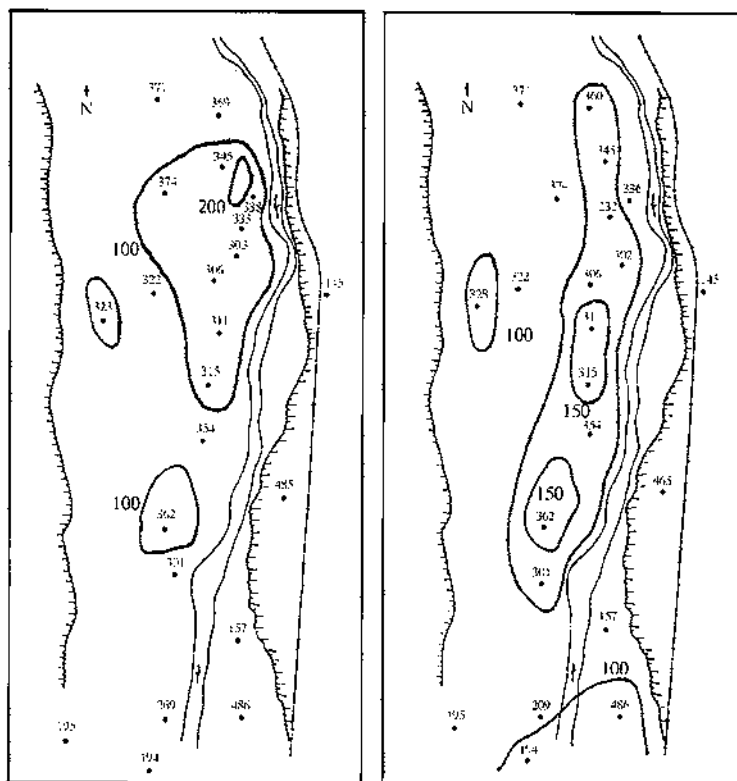


Fig. 5 i 6. Concentracions d'isonitrat el 1985 i el 1994, en mg/l de NO_3^-

- 3) infiltració d'aigües residuals d'origen urbà i industrial (contaminació difusa)
- 4) contaminació d'origen industrial (contaminació puntual).

L'impacte dels diferents focus de contaminació pot analitzar-se en una primera aproximació mitjançant els mapes d'isocontingut realitzats (fig. 3 a fig. 9).

Així, la distribució dels valors de l'ió Cl⁻ mostra l'existència d'una àrea amb valors superiors als 700 mg/l, ubicada al pla de Llerona (zona nord), al costat del riu Congost i coincidint amb la posició de la presa d'aigua superficial pel regatge. Això explica en part aquest valor de l'ió Cl⁻, molt per sobre del valor mitjà per a l'aigua subterrània en aquesta àrea.

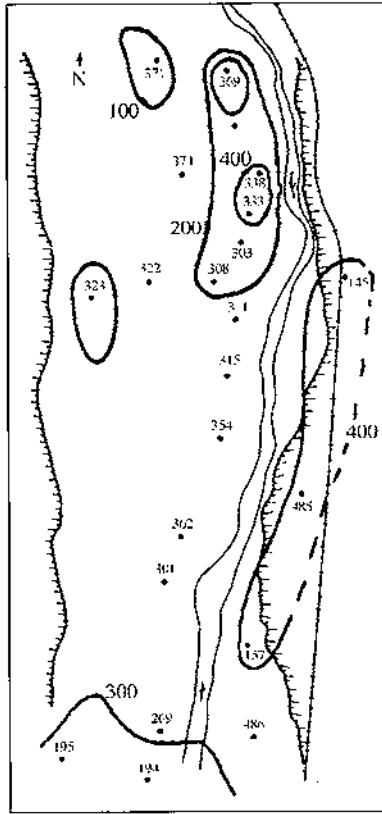


Fig. 7. Isocontinguts en coliformes a l'aigua subterrània

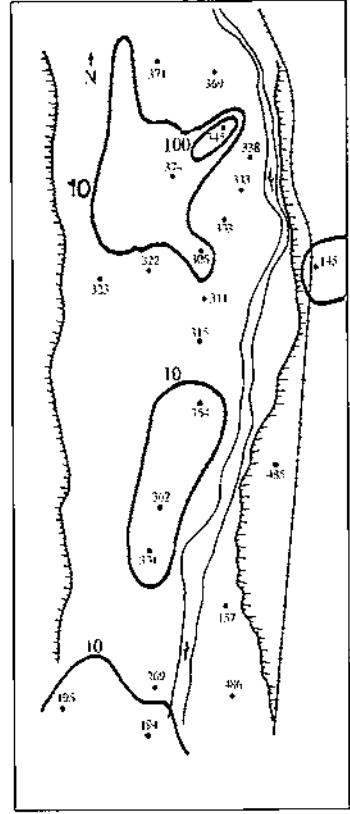


Fig. 8. Isocontinguts en *E. coli* a l'aigua subterrània

En una zona pròxima tornem a trobar concentracions superiors als 700 mg/l. En aquest cas la salinitat té l'origen en l'acció del regadiu combinada amb un procés d'abocament incontrolat d'origen industrial, la qual cosa provoca un augment de la concentració salina. També a prop del Congost i en el límit dels termes municipals de Canovelles i les Franqueses hi ha una altra àrea molt salinitzada; la seva posició, molt propera al jaç, podria indicar un procés circumscribit a la zona d'influència de les crescudes normals del riu, i seria, per tant, producte de la salinitat del riu.

Els mapes d'isocontingut en nitrats (fig. 5 i 6) mostren les zones amb major incidència de l'activitat agrícola. És destacable ressenyar una certa coincidència entre l'àrea de major salinitat de l'aqüífer

amb les zones anòmales en NO_3^- . Les concentracions en NO_3^- detectades el 1985 (fig. 5) superaven valors de 200 mg/l, a la part nord de l'aqüífer i els 180 mg/l en la zona central, mentre que el 1994 (fig. 6) únicament s'assolien 150 mg/l en ambdues zones.

L'origen de l'excés de NO_3^- en l'aigua subterrània sembla doble:

- excés d'abonament a les zones de major activitat agrícola
- infiltració d'aigua residual de fosses sèptiques i pous negres.

Donada la coincidència espacial entre la zona de major activitat agrícola i d'hàbitats aïllats amb sistemes de clavegueram com les fosses sèptiques, sembla probable que les majors concentracions de NO_3^- detectades en la zona nord de l'aqüífer, obeeixin a l'acció conjunta dels mecanismes de contaminació anteriors.

De fet, si s'analitzen les característiques hidroquímiques de les captacions hipotèticament afectades per la infiltració des de fosses sèptiques (pous: 345, 338, 333 i 156), es detecten continguts elevats en Cl^- , NO_3^- , Na^+ , K^+ , alcalinitat, i pH baix, característiques totes elles representatives de l'impacte de les fosses sèptiques en aqüífers de caràcter arenós.

La representació gràfica dels principals paràmetres microbiològics (fig. 7 a 9) mostra l'existència de quasi una única zona anòma, situada al nord de l'àrea de estudi, en la qual s'han detectat els valors més alt de coliformes (fig. 7), *E. coli* (fig. 8) i d'un indicador de contaminació fecal llunyana o intermitent: *C. perfringens* (fig. 9).

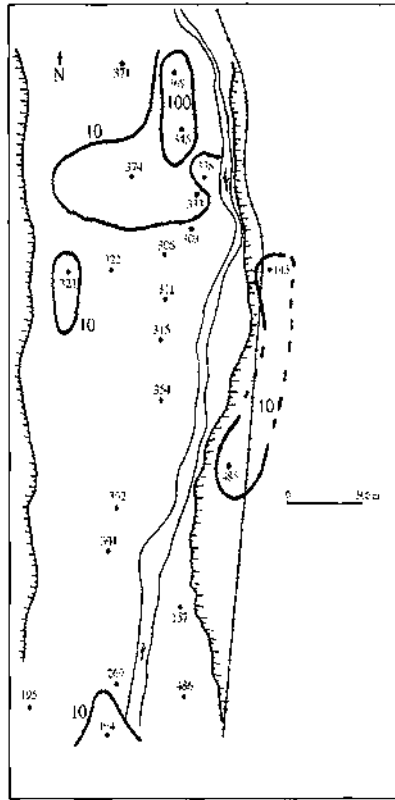


Fig. 9. Isocontinguts en *Clostridium perfringens* a l'aigua subterrània

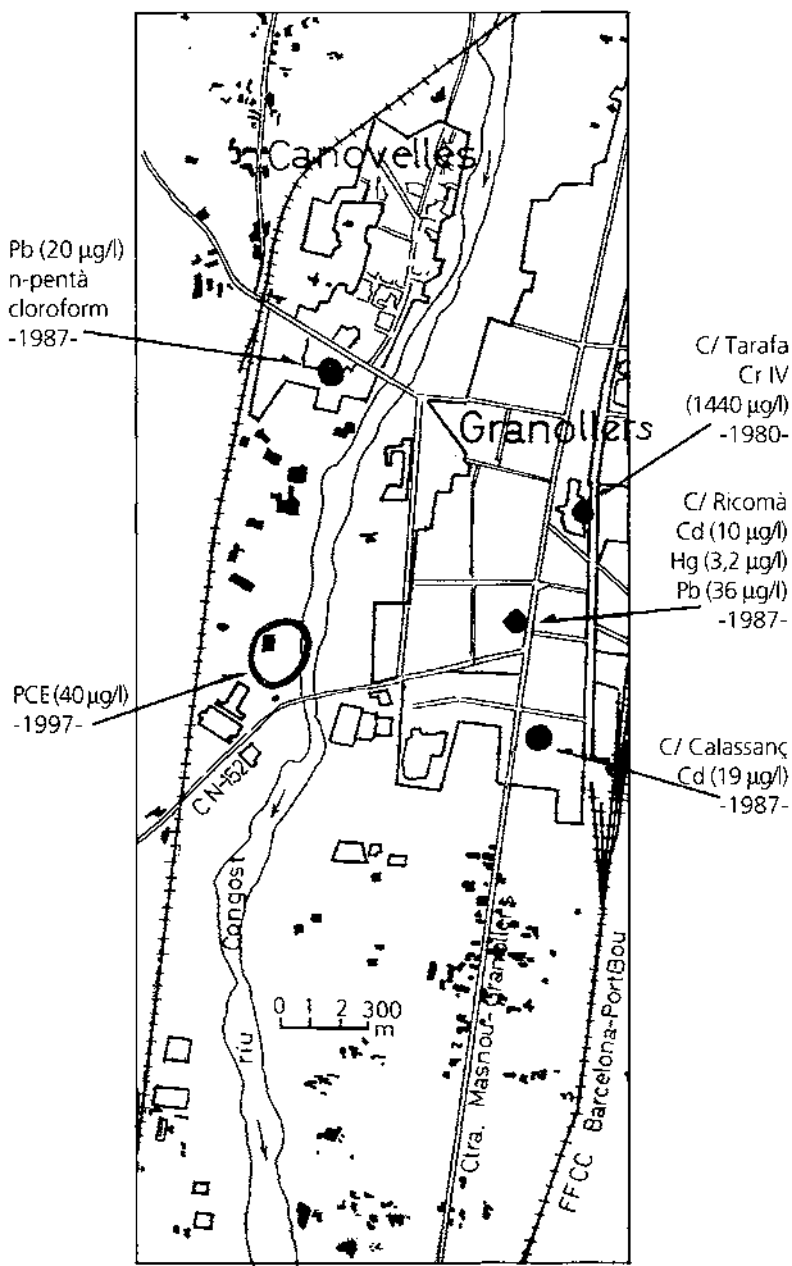


Fig. 10 a. Contaminacions puntuals i dates de l'episodi de contaminació

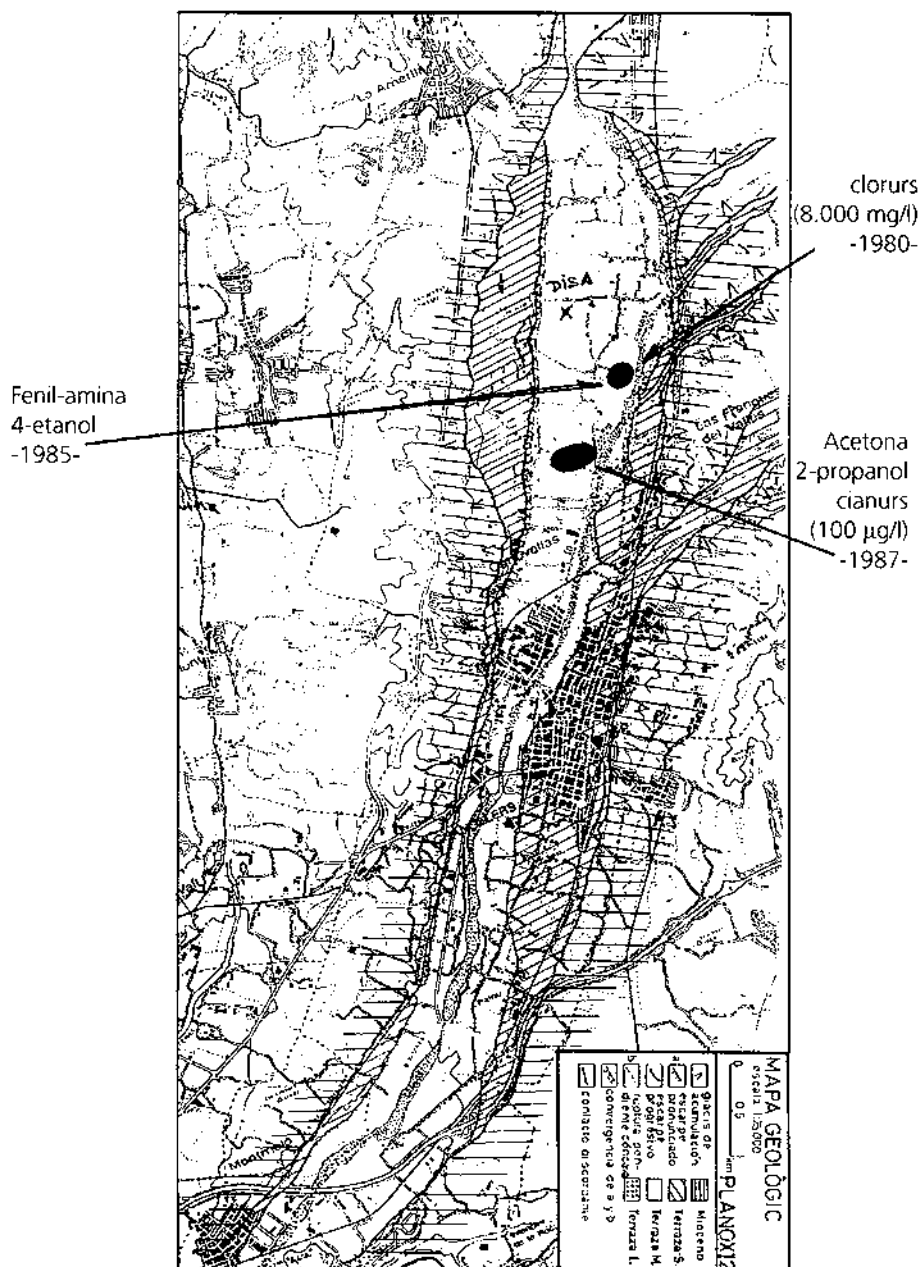


Fig. 10 b. Contaminacions puntuals i dates de l'episodi de contaminació

Resulta també destacable assenyalar que aquesta zona anòmala presenta també els valors més alts de NO_3^- en l'aigua subterrània, i ocupa l'àrea atribuïble a l'activitat més intensa i l'existència de possibles abocaments a partir de fosses sèptiques.

Aquestes característiques són similars a les detectades en altres àrees de la conca del riu Besòs, on la infiltració de fosses sèptiques ha produït continguts alts en NO_3^- i NO_2^- , una certa mineralització en l'aigua subterrània i la presència d'una quantitat elevada de coliformes.

Contaminació industrial

La contaminació de les aigües per activitats industrials i de caràcter puntual sembla haver estat l'origen de l'aparició de diversos metalls pesants i microcontaminants orgànics en diferents zones de l'aqüífer (fig. 10 a i b).

Els episodis de contaminació industrial més importants coneguts fins ara poden sintetitzar-se de la manera següent:

- 1) contaminació per Cr (VI) en el nucli urbà de Granollers (1'4 mg/l, el 1980)
- 2) contaminació per metalls pesants detectada en diversos pous del nucli urbà de Granollers el 1987 (Cd, Hg, Pb)
- 3) contaminació per cloroform i n-pentà detectada el 1987 en diferents pous de Granollers.
- 4) contaminació salina d'origen industrial al pla de Llerona detectada el 1980 (8.000 mg/l de Cl), el 1985 i el 1994
- 5) contaminació per fenilamina i 4-etanol morfolina al pla de Llerona (1985)
- 6) contaminació per acetona, 2-propanol, cianurs i altres substàncies orgàniques en les capatacions de can Serra (pla de Llerona) el 1987, que obligaren al seu tancament
- 7) detecció de percloretilè i altres contaminants en diferents punts de l'aqüífer al municipi de Granollers, el 1997.

Tot això ens indica l'existència d'un aquífer amenaçat per múltiples focus potencials de contaminació, per la qual cosa la utilització de l'aigua subterrània hauria de realitzar-se mitjançant un control exhaustiu de la qualitat de l'aigua.

5. Tècniques de recuperació d'aqüífers contaminats: aplicació a l'aqüífer del riu Congost

Introducció

La solució dels problemes de contaminació que afecten els sòls i les aigües subterrànies depèn no sols de les característiques físicoquímiques dels contaminants i de les propietats del terreny, sinó que també està influenciada pel grau d'afecció a les zones "saturada" i "no saturada", així com per criteris tècnics i econòmics, que de forma conjunta configuren la viabilitat de la descontaminació d'un terreny contaminat.

De les mesures possibles a utilitzar es tendeix cada cop més, per criteris econòmics i ambientals, a aplicar tècniques denominades *in situ*, i que poden agrupar-se de la manera següent (Fetter 1994, Pankow i Cherry 1995, EPA 1991):

- 1) mesures d'immobilització dels contaminants
- 2) mesures d'extracció dels contaminants
- 3) tècniques de tractament físicoquímic
- 4) abocament controlat *in situ*

Aigües subterrànies i agricultura

A Espanya l'agricultura utilitza al voltant del 80% dels recursos totals d'aigua, en la irrigació d'aproximadament $3'5 \cdot 10^6$ ha, cosa que provoca problemes de caràcter ambiental i relacionats amb l'extraordinari volum d'aigua emprat en tals activitats.

Alguns dels problemes ambientals que origina l'explotació d'aqüífers per a usos agrícoles es produeixen per la disminució de les descàrregues subterrànies, fet que provoca en el cas d'aiguamolls, la pèrdua dels mateixos o una reducció important, tal com s'ha vist anteriorment.

En general, els problemes ocasionats per les pràctiques agrícoles poden agrupar-se en dues grans categories: problemes de contaminació i problemes de sobreexplotació. Els problemes de contaminació no han estat estudiats amb tanta intensitat com els originats per altres focus (indústria, mineria, etc.), i poden produir-se per l'ús de pesticides, l'excés de fertilitzants i adobs, així com pel regatge amb aigües residuals no depurades, o d'una mala qualitat.

L'abocament incontrolat d'afluents des de granges agrícoles, o el retorn de regatge i l'acumulació de sals per l'acció climàtica, poden ésser una altra font de contaminació dels aqüífers.

En relació amb l'explotació de l'aigüa subterrània també poden produir-se problemes de salinització, com els causats en algunes àrees (Monegros) a on el canvi de la vegetació implica una reducció de l'evapotranspiració i un ascens dels nivells piezomètrics que mobilitza les sals existents en capes profundes del terreny.

Aquest tipus de fenòmens de salinització poden afectar també les aigües superficials quan el drenatge d'aigües subterrànies salinitzades és recollit per aquelles, i s'agreuja el problema si aquestes aigües són novament utilitzades per regatge en una àrea situada aigües avall.

Gestió i protecció d'aqüífers

Per aconseguir un ús sostenible de les aigües subterrànies, tant a nivell de qualitat com de quantitat, és necessària una correcta gestió, planificació i protecció dels aqüífers.

La gestió dels aqüífers és el conjunt de guies, normes, lleis i actuacions dirigides a sostenir, conservar, protegir i regenerar aquests aqüífers, i inclou aspectes com els següents:

- inventaris de necessitats, usos, elements i mostratge adequats
- coneixement de la demanda real d'aigua, de la seva evolució i la seva elasticitat
- coneixements científics i tècnics suficients
- cobertura legal i administrativa suficient
- mitjans econòmics adequats.

D'una altra banda, la planificació hidrològica pot definir-se com el conjunt de guies, en un marc legal administratiu, amb directrius econòmiques, regles de correcció i orientacions de millora del coneixement hidrològic, amb una finalitat triple:

- 1) definir les grans línies d'actuacions futures.
- 2) orientar la gestió en horitzons futurs (10 i 20 anys)
- 3) efectuar correccions a mesura que s'observen desviacions.

Quant a la protecció d'aqüífers, es pot entendre com el conjunt d'activitats i disposicions l'objectiu del qual és conservar la quantitat

i qualitat de l'aigua subterrània. Aquest concepte va directament lligat a l'ús sostenible dels recursos naturals, i també al de la vulnerabilitat, assimilant aquest últim concepte al de potencial de pol·lució de l'aigua subterrània. Des d'un punt de vista pràctic, la protecció de la qualitat de l'aigua subterrània es pot portar a terme mitjançant mesures preventives com l'elaboració de mapes de vulnerabilitat d'aqüífers, o la determinació de perímetres de protecció de captacions que intenten protegir punt d'abastament, mitjançant la prohibició, limitació o control d'activitats potencialment contaminants.

Andrés Navarro Flores

Dept. Mecànica de Fluids

Universitat Politècnica de Catalunya

BIBLIOGRAFIA

Appelo, C.A.J.; Postma, D. (1996): *Geochemistry, Groundwater and Pollution*. A.A. Balkema, Rotterdam/Brookfield, 3a ed.

Custodio, E.; Llamas, M.R. (1983): *Hidrologia Subterránea*. Ed. Omega, 2a ed., 2 vol. Barcelona.

Domenico, P.A.; Schwartz, F.W. (1990): *Physical and Chemical Hydrogeology*. John Wiley.

EPA (1991): *Site Characterization for Subsurface Remediation*. EPA/625/4-91/026.

EPA (1989): *Corrective Action: Technologies and Applications*. EPA/625/4-89/020.

Fetter, C.X. (1994): *Contaminant Hydrogeology*. Macmillan Publ. Co., New York.

ITGE (1995): *Contaminación y depuración de suelos*. Instituto Tecnológico y Geominero de España. Madrid.

Navarro, A. (1989): *Estudio de los acuíferos aluviales de la cuenca del río Besós: origen y evolución de la contaminación*. Tesis Doctoral. Dep. Geoquímica, Petrología y Pr. Gepl., Facultad de Geología, Universidad de Barcelona, Inédito. 2 vol.

Pankow, J.F.; Cherry, J.A. (1995): *Dense Chlorinated Solvents and other DNAPLs in Groundwater*. Waterloo Press.