



2.3.2. Оценка на риска за подземните водни тела, за които съществува риск да не постигнат поставените цели за опазване на околната среда

2.3.2.1. Оценка на риска за химично състояние

Оценката на риска за химичното състояние на подземните води е извършена по водни тела на база на концептуалните модели на отделните хидрогеоложки системи – водоносни хоризонти, анализа на данни за химическото състояние от националната система за мониторинг за периода 2004-2006 г., актуализацията с данни от 2007-2008 г. и от собствен мониторинг на водоизточниците за питейно-битово водоснабдяване през периода 2004-2007 г.

На основание получените резултати оценката на въздействието е извършена за идентифицираните 48 броя ПВТ в БДДР и за 6 броя ПВТ, попадащи в БДДР от БДЧР.

Въз основа на направения анализ 21 броя от ПВТ на БДДР и 2 броя от ПВТ на БДЧР, попадащи в БДДР (съгласно Закона за водите от 2009 г.), са „в риск” по химично състояние (*Приложение 2.3.2.1.*).

Резултатите от оценката на риска по химично състояние на ПВТ на БДДР към 2006 г. са визуализирани на *Карта 2.3.2.1.1, Карта 2.3.2.1.2, Карта 2.3.2.1.3, Карта 2.3.2.1.4 и Карта 2.3.2.1.5.*

Резултатите от оценката на риска по химично състояние на ПВТ на БДЧР към 2006 г., части от които са прехвърлени през 2009 г. в БДДР, са визуализирани на *Карта 2.3.2.1.6, Карта 2.3.2.1.7, Карта 2.3.2.1.8 и Карта 2.3.2.1.9.*

Основните фактори на риск за подземните водни тела са свързани със зъмърсяване от дифузни източници: прилагане на земеделски практики, стари нерагламентирани сметища за битови отпадъци и населени места без ПСОВ.

2.3.2.2. Оценка на риска за количествено състояние

За оценката на риска за количествено състояние е направен анализ на всяко подземно водно тяло по разрешените водни количества до 2006 г., които са сравнени с определените експлоатационни ресурси. Получените резултати са представени в *Приложение 2.3.2.1.*

Анализът показва, че 4 броя подземни водни тела са в риск от водочерпене.

Резултатите от оценката на риска по количествено състояние на ПВТ на БДДР към 2006 г. са визуализирани на *Карта 2.3.2.2.1, Карта 2.3.2.2.2, Карта 2.3.2.2.3, Карта 2.3.2.2.4 и Карта 2.3.2.2.5.*

Резултатите от оценката на риска по количествено състояние на ПВТ на БДЧР към 2006 г., части от които са прехвърлени през 2009 г. в БДДР, са визуализирани на *Карта 2.3.2.2.6, Карта 2.3.2.2.7, Карта 2.3.2.2.8. и Карта 2.3.2.2.9.*

2.3.2.3. Оценка на въздействието на човешката дейност върху подземните води

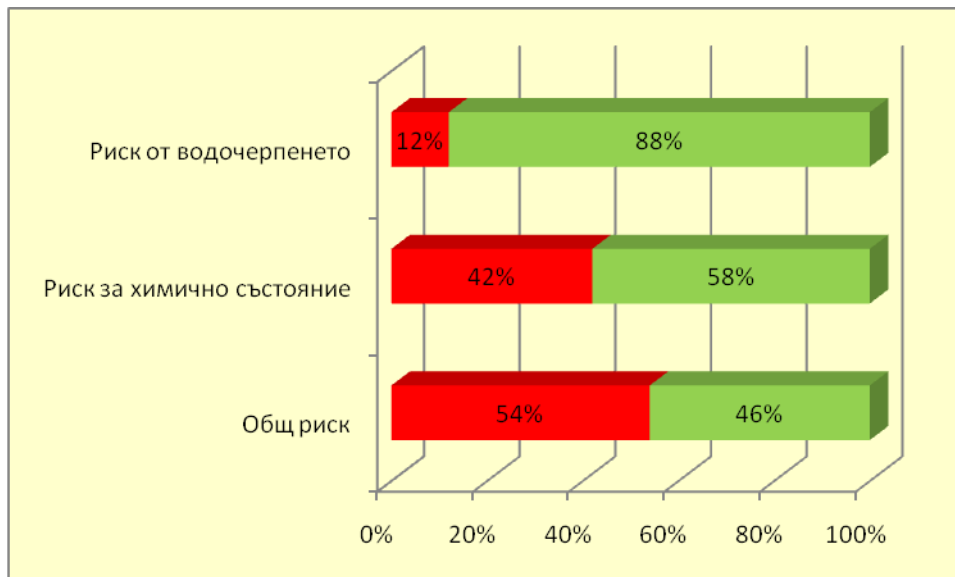
Не са анализирани други антропогенни въздействия върху състоянието на подземните водни тела в Дунавския район на басейново управление на водите.

Направена е оценка на риска на подземните водни тела в Дунавския басейн и резултатите са представени на *Фигура 2.3.2.3.1.* По количествено състояние четири от подземните водни тела се явяват “в риск” от водочерпенето, което представлява 12 % от



всички подземни водни тела, а по химическо състояние – 42 % са „в риск” от точкови и дифузни източници на натоварване.

Фигура 2.3.2.3.1



Като общо състояние в Дунавския басейн 54 % от подземните водни тела се явяват „в риск” за постигане на целите.

2.3.2.4. Допълнително характеризиране на подземните водни тела в риск

Допълнително характеризиране на подземните водни тела се извършва за всички подземни водни тела, за които:

1. при първоначалното характеризиране е установено, че съществува риск да не постигнат целите за опазване на околната среда по чл. 156а, ал. 1, т. 2 от Закона за водите;
2. е необходимо да се извърши точна оценка на риска и да се определят конкретните мерки за възстановяване и опазване на подземните води.

Допълнителното характеризиране на подземните водни тела е направено като е използвана информацията:

- за въздействието на човешките дейности върху подземните води;
- геоложките особености;
- вида на водоносните хоризонти, изграждащи ПВТ;
- хидрогеоложките характеристики – коефициент на филтрация, порестост на водоносния хоризонт и тип, в зависимост от хидравличните условия по горнището му;
- характеристиката на отложенията и почвите, покриващи водното тяло в зоната на подхранването му – водоплътност, пористост, сорбционни свойства и др.;
- идентифицираните водни и/или сухоземни екосистеми и повърхностни водни тела, с които ПВТ е свързано;
- посоките и степента на обмен на повърхностни водни тела, с които ПВТ е свързано;
- оценката на естествените ресурси;
- характеризиране на химичния състав на подземните води (оценка на статуса) .



Направеното допълнително характеризирание на ПВТ е представено в *Приложение 2.3.2.4.1* на ПВТ на БДДР към 2006г., *Приложение 2.3.2.4.2* на ПВТ на БДЧР и *Приложение 2.3.2.4.3* на ПВТ на БДДР към 2009 г.

Въз основа на посоченото по-горе, за извършване на оценката на химичното състояние е разработена **Методика за оценка на химическото състояние на подземните води в България** с проект финансиран по програма „Околна среда” – „*Определяне на праговете на стойностите за измерване на степента на замърсяване на подземните води и създаване на система за класификация на химичния статус на телата на подземните води*”, изготвен при спазване принципите на РДВ и ръководствата за оценка на ЕС.

Методиката е разработена като са взети под внимание следните специфични особености:

1. Оценките се правят въз основа на най-строгите прагови стойности, определени при ползване подземните води за питейно-битово водоснабдяване.

2. При оценките се ползва мониторинговата информация от три типа пунктове:

- *Тип 1* – актуални МП от националната мрежа за мониторинг на подземните води, която се администрира от ИАОС.
- *Тип 2* – МП, отпаднали от националната мрежа за мониторинг на подземните води, на за които съществуват представителни данни в периода 1998 – 2008 г.
- *Тип 3* – МП на водоползвателите с издадени разрешителни за водовземане (собствен мониторинг).

3. Броят на мониторинговите пунктове по отделни ПВТ като цяло е недостатъчен. В преобладаващият брой случаи оценките за състоянието се правят въз основа на 2 – 3, рядко на 4 и повече МП. В редица ПВТ има само по един МП.

4. Мониторинговата информация е твърде разнородна, както по отношение на показателите, които са били определяни, така и по отношение на честотата на опробване. Много от анализите са с невалиден йонен баланс, поради липсата на определения на някои от главните йони в подземните води. От друга страна, преобладаващият брой стойности на тежките метали, като арсен, кадмий, олово, живак и др., не са реално измерени, а са дадени като граници на откриваемост на методиката.

Основните задачи, които са решени, са:

1. Определяне на праговете стойности за измерване степента на замърсяване на подземните води

2. Оценка и определяне на система за класификация на химичния статус на подземните водни тела.

3. Определяне на химичния статус на подземните води

Оценката на химичното и количественото състояние на подземните води е извършено, като:

- са анализирани резултатите от отделните пунктове за мониторинг в рамките на всяко подземно водно тяло;
- е взета в предвид степента на водообмен между подземните и повърхностните води;
- идентифициране на източниците на замърсяване;
- определено е фоновото ниво;
- определено е базовото ниво;
- определени са праговете стойности съгласно „*Guidance Document No. 18*”



Съгласно Директива 2006/118/ЕО прагови стойности се определят единствено за застрашени подземни водни тела или групи от тях, които са определени в риск.

Прагове на замърсяване се определят задължително за:

А) показатели по Annex II на Директива 2006/118/ЕО

а) вещества/йони или показатели на замърсяване с естествен произход и такива в резултат на човешка дейност: арсен, кадмий, олово, живак, амоний, хлорид, сулфат.

б) изкуствени синтетични вещества – трихлоретилен и тетрахлоретилен.

в) индикативни параметри на осояването или други концентрации на солите, получени от

човешка дейност за – сулфати, хлориди и електропроводимост.

Б) показатели от доклада по чл. 5 на Директива 2006/118/ЕО

а) нитрати, манган, желязо

б) за всички замърсяващи вещества и показатели на замърсяване, които при характеризирането на подземните водни тела, са били основание тялото да бъде определено в риск да не постигне добро химично състояние.

Общата методика за определяне на праговите стойности на замърсяване на ПВТ е показана графично на *Фигура 2.3.2.4.1*.

За определяне на праговите стойности (TVs) са взети под внимание два вида критерии: екологични критерии и критерии за употреба.

Праговите стойности са определени чрез сравняване на фоновите нива (BLs) с критериалните стойности (CVs). Критериална стойност е стойността на концентрацията на даден замърсител (без да се взема под внимание естествената фонова концентрация), която ако бъде превишена, може да доведе до нарушаване на критериите за добър статус. CVs трябва да вземат под внимание оценката на риска и функциите на подземните води.

Взета е в предвид връзката между подземните и повърхностните води, когато повърхностните води или зависимите сухоземни екосистеми са охранявани от подземни води. Критериалните стойности (CVs), имащи отношение към опазването на повърхностните води или асоциираните сухоземни екосистеми са получени чрез стандартите за качество на околната среда (EQS). Тъй като концентрацията на даден параметър варира между водоносния хоризонт и реката, факторът на разреждане (DF) или факторът на елиминиране (AF) е приложен за получаване на подходяща критериална стойност.

Съответната критериална стойност е равна на:

$$CV = EQS * AF / DF.$$

Разреждането и елиминирането не е включен, когато се извършва мониторинг на рецептора. В този случай:

$$DF = AF = 1. \text{ Затова } CV = EQS \text{ повърхностни води.}$$

При определянето на критериалната стойност са взети в предвид и целите, за които се използва водата – питейно-битово, напояване, промишленост и др.

Анализът на специфичните особености на хидрогеоложките условия в България и състоянието на съществуващата мониторингова мрежа, дава основание, общата методика да бъде опростена съществено, без това да се отрази на качеството на приетите прагови стойности, като главен фактор за оценка на химическото състояние на подземните води.

На първо място, трябва да се отбележи, че **повече от 90 %** от подземните водни тела (ПВТ) на територията на БДДР се използват за **питейно-битово водоснабдяване** на населението. Затова като критериални стойности (CVs) за определяне на праговите стойности (TVs) е прието да се използват граничните стойности (стандарт) на концентрациите в Наредба № 9. Взаимовръзката между повърхностните и подземните води има отношение към определянето на праговите стойности **в не повече от 25 %** от всички



ПВТ. Това са главно ПВТ, локализиращи в алувиалните и пролувиални водоносни хоризонти на главните реки и частично в неоген-кватернерните водоносни хоризонти в някои от котловините. Зависими от ПВ сухоземни екосистеми (влажни зони) се срещат **в не повече от 10 %** от ПВТ, главно Дунавски и Черноморски район. В тези случаи, като критериални стойности (CVs) за определяне на праговите стойности (TVs), се използват стандартите за качество на околната среда (EQS). В България, такъв стандарт е Наредба №1.

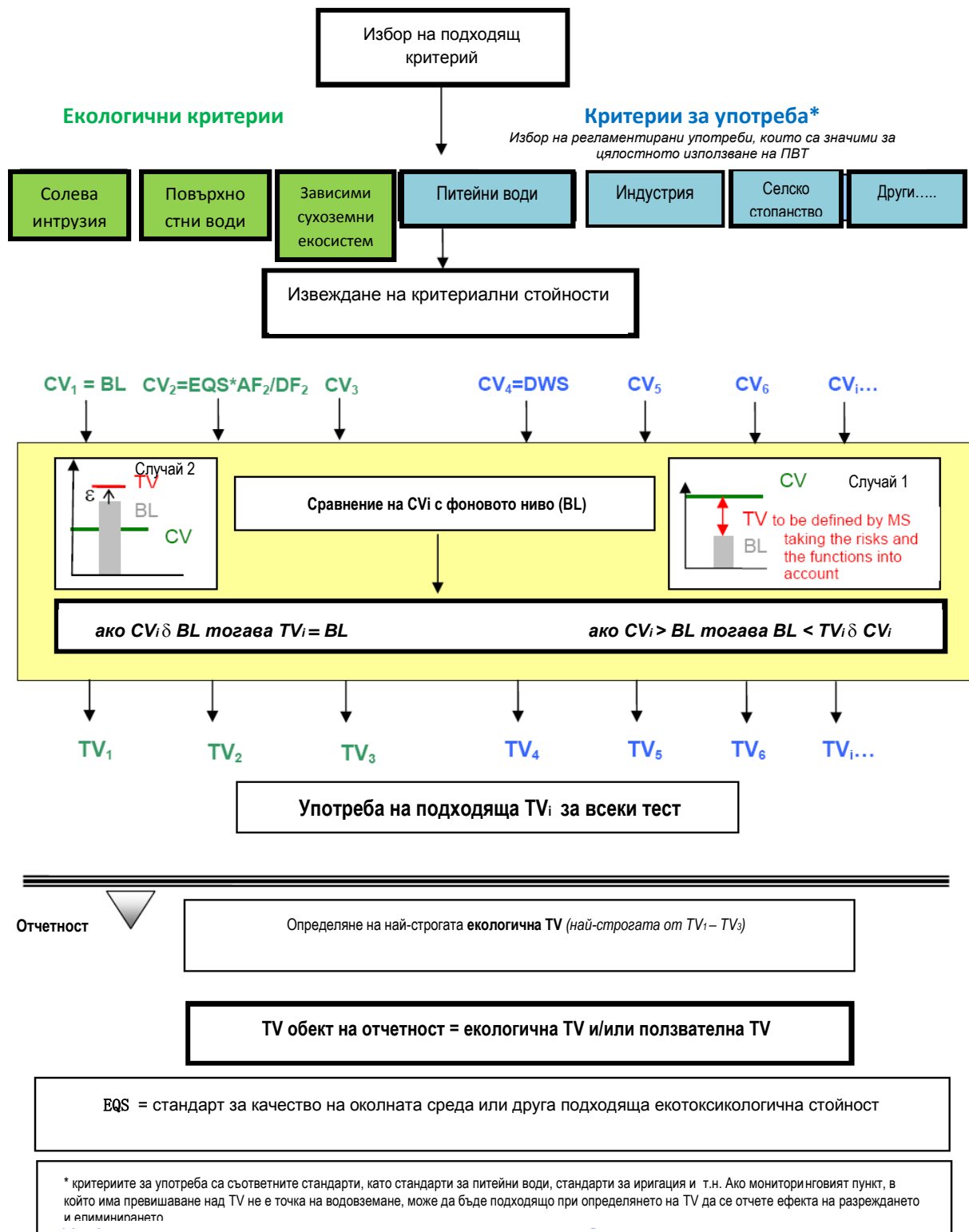
От казаното по-горе става ясно, че представената обща методология за определяне на праговете на замърсяване, е **редуцирана** до следната опростена процедура:

- В качеството на критериални стойности (CV) са използвани единствено стойностите на граничните концентрации, дадени в Наредба № 9 (като носещи най-голям запас).
- Праговите стойности (TV) на замърсяване са изчислени по формулите:

(1) при $BL < CV$ $TV = BL + Kп * (CV - BL)$

(2) при $BL \geq CV$ $TV = BL$

където: BL са фоновите стойности, а Kп – прагов коефициент ($0 \leq Kп \leq 1$).



Фигура 2.3.2.4.1

В частните случаи: при $K_p = 0$ се получава $TV = BL$, а при $K_p = 1$ се получава $TV = CV$. Изборът на K_p зависи от конкретните хидрогеоложки условия, естествената уязвимост на подземните води, степента на антропогенно замърсяване на водоносния хоризонт, важноста на ПВТ като източник за питейно-битово водоснабдяване и др.



Определяне на фоновите стойности

Природното фоново ниво се дефинира като концентрацията на даден елемент или химично вещество, представено в подземните води, която се получава при природните процеси от геоложки, биологични и атмосферни източници.

Съвременните подземни води в плитки до повърхността водоносни хоризонти се характеризират с бърза циркулация. Тези плитки водоносни системи са особено важна част на природната среда, защото осигуряват главния източник на питейна вода. Обикновено те са засегнати от директни и индиректни въвеждания на антропогенни вещества. Само дълбоко залягащите подземни води и водите в резерватите може да се каже, че не са подложени на човешко въздействие, но те не са представителни за отгоре разположените плитки води, защото включват води от стари епохи.

При определянето на фоновото ниво е използван международния опит и по-точно т.н проект BRIDGE (Müller D., Blum A., Hart A., Hookey J., Kunkel R, Scheidleder A., Tomlin C., Wendland F. – 2006 - Final proposal for a methodology to set up groundwater threshold values an Europe, Deliverable D18, BRIDGE project, 63p) при следната последователност:

Стъпка 1. Определяне типа на водоносния хоризонт – напорен или безнапорен. Определянето след това се прави поотделно за напорните и безнапорните ВХ, като се отчитат особеностите на хидрогеохимичните условия в дълбочина.

Стъпка 2. Според наличното ниво на познания и мониторингови данни за подземните води са използвани следните подходи:

- *Използване на собствени методи и опит* – доклад „Оценка на естествения хидрохимичен фон на веществения състав на подземните води в България” (ГЕОФОНД V-402, 1998 г.)

В процеса на работа по определяне на праговите стойности се установи, че определените по картографския метод фонове стойности, базиращи се на Доклада (окончателен отчет) по цитираната задача, не са достатъчно представителни за целта, поради редица слабости: липса на фонове стойности за някои от показателите (нитрати, живак, амоний, проводимост), определени като задължителни за изчисляване на прагове, както и на такива, които са установени като замърсители (фосфати и хром) по данни от мониторинга. Получават се нереални фонове стойности за редица ПВТ, особено такива, привързани към по-дълбоко залягащи водоносни хоризонти.

- *Използване на опростен метод за обработка на съществуващите химически анализи* (с предварително селектиране).

Поради изложените по-горе съображения, фоновите стойности са преизчислени отново (въз основа на актуалните данни от мониторинга на ПВ в периода 1998 – 2008), като се използва методът на преселектиране на химическите анализи. При обработката на данните от мониторинговата информация се установи, че голяма част от анализите са без валиден йонен баланс – средно около 45 % . Отделно, валидните химически анализи с $\text{NO}_3 < 10 \text{ mg/l}$ се оказаха около 20 % от всички налични анализи. Това намали съществено статистическата извадка и наложи групиране на ПВТ в отделни хидрогеоложки класове. Като краен резултат бяха определени фоновите стойности за отделните хидрогеоложки класове при 50-ти перцентил (медиани) на статистическата извадка. Накрая, въз основа на получените фонове стойности, бяха изчислени праговите стойности за отделните хидрогеоложки класове при прагов коефициенти 0.75.

Групирането на ПВТ в хидрогеоложки класове е направено въз основа типа на основния колектор (резервоар) на подземни води. Въведени са пет хидрогеоложки класа на национално ниво.



Класовете са както следва:

- **Клас 1 – Порови води в Q** – Алувиални и пролувиални водоносни хоризонти (кватернерни пясъци и чакъли);
- **Клас 2 – Порови води в N-Q** – Общи водоносни хоризонти в котловините (несвързани и слабоспоени зърнести скали);
- **Клас 3 – Порови води в Pq и N** – Обособени водоносни хоризонти в междуречни масиви, неогенски грабенови структури и артезиански басейни (несвързани и слабоспоени зърнести скали);
- **Клас 4 – Пукнатинни води** – Пукнатинни водоносни зони (ПВЗ) в силикатни твърди скали (гранити, риолити, андезити, конгломерати, пясъчници и др.);
- **Клас 5 – Карстови води** – Карстови басейни и водоносни хоризонти в напукани и кавернозни карбонатни скали (варовици, доломити, мрамори).

Въз основа на класификационната схема, дадена по-горе, е направено групиране на ПВТ в Дунавския район на басейново управление на водите.

В *Приложение 2.3.2.4.4.* е дадена информация за състоянието на ПВТ – в риск или не, както е определено и докладвано. Групирането на ПВТ в хидрогеоложки класове е използвано за извеждането на фоновете и праговете стойности по групи ПВТ.

Получените фонови стойности по показатели и класове са представени в *Приложение 2.3.2.4.5.*

Определяне на праговете стойности

Праговете стойности са определени по хидрогеоложки класове, като фоновете стойности за отделните хидрогеоложки класове са избрани тези, получени при 50-ти персентил (медиани). Избраният подход е по-правилен от този да се вземат фонови стойности при 90-персентил (както се препоръчва в Guidance Document No.18) поради следните съображения:

- Медианата е много по-устойчива характеристика и дава по-реални стойности за естествените (фоновете) концентрации на показателите на химическия състав на подземните води. Това, в особена степен, се отнася за макрокомпонентите (главни йони) – натрий, калций, магнезий, хлориди, сулфати, бикарбонати и др., както и за интегралните показатели – електропроводност, обща твърдост, сух остатък и т.н.
- Достоверността на данните от статистическата извадка, която е ползвана, особено за показателите – живак, манган, арсен, никел, желязо, хром, амоний и др. в много случаи е съмнителна и не може да се провери. В такива случаи е по-добре да се ползва 50-ти персентил (медианата), вместо 90-ти персентил, защото при нея в значителна степен се отхвърлят грешките при опробването на водопунктовете, анализа на пробите и първичната обработка на данните.

Праговете стойности са определени при стойност на праговия коефициент $K_p = 0.75$. Резултатите за праговете стойности са обобщени в *Приложение 2.3.2.4.6.*

Оценка на химичното състояние на подземните водни тела

Оценката на химичното състояние е направена като първоначално е направена оценка на всеки представителен мониторингов пункт.

Крайната оценка на химическото състояние на пункта се прави въз основа на състоянието, определено по отделните показатели:

- Ако по всички показатели състоянието е „добро”, МП се определя в „добро” състояние.
- Ако по един или повече показатели състоянието е „лошо”, МП се определя в „лошо” състояние. При това положение, се прави внимателен анализ на първичните

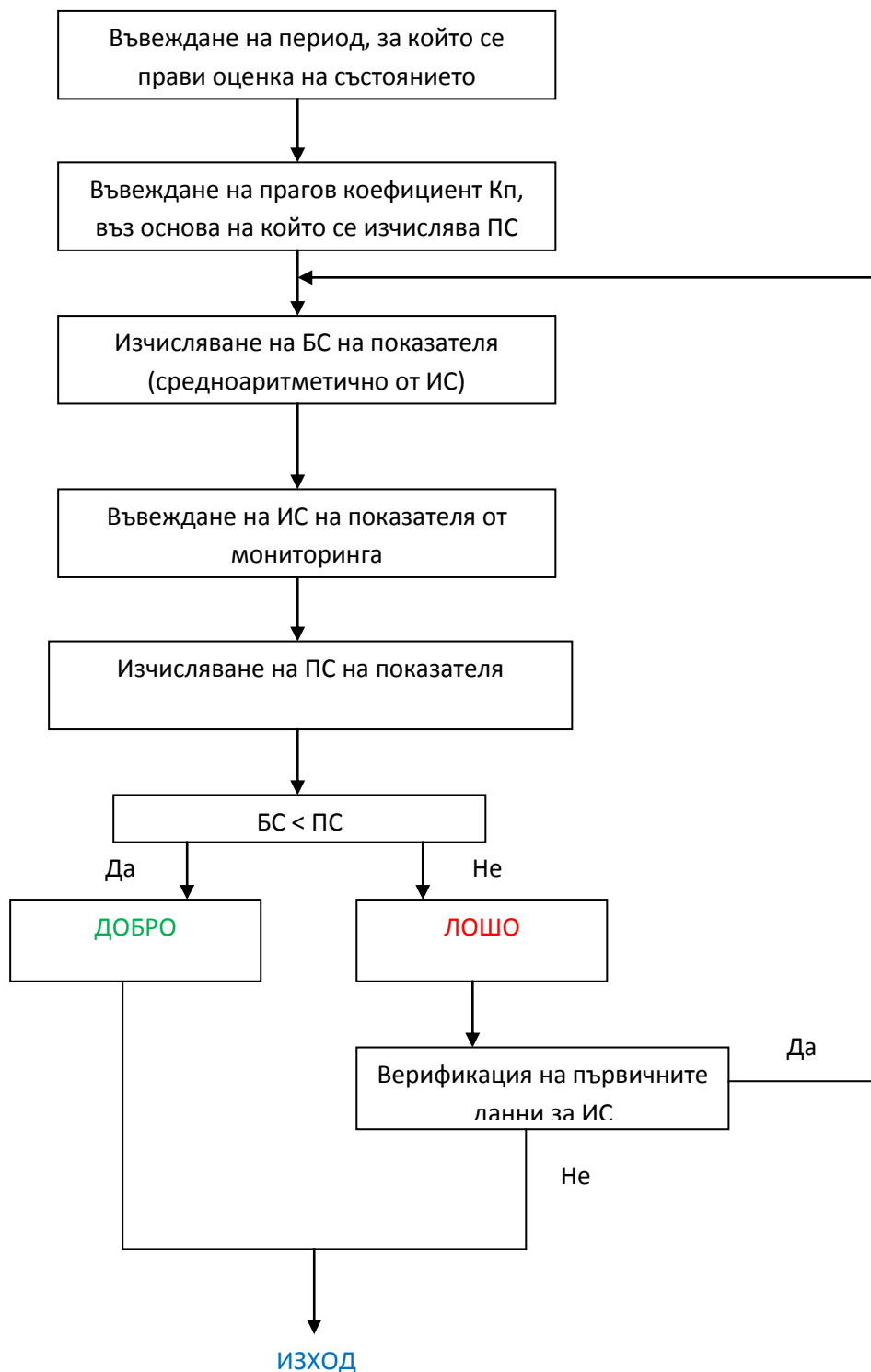


хидрохимични данни за показателя (показателите), определящ състоянието като „лошо”. Ако се прецени, че данните са съмнителни или недостатъчно достоверни, показателят (показателите), може да се отхвърли при крайната оценка на състоянието на пункта.

Оценката на химическото състояние на ПВТ се прави чрез сравнение на т.н. релевантни стойности (РС) и праговите стойности (ПС) на отделните показатели за химическо състояние. **Релевантните стойности се определят по следния начин:**

- При един МП в ПВТ – РС се приема равна на БС на показателя;
- При два МП в ПВТ – РС се приема равна на средноаритметичното между БС на показателите в двата МП.
- При три и повече МП – РС се приема равна на медианата от БС на показателите във всички МП .

На *Фигура 2.3.2.4.2.* е представена процедурата за оценка на химическото състояние на отделен МП.



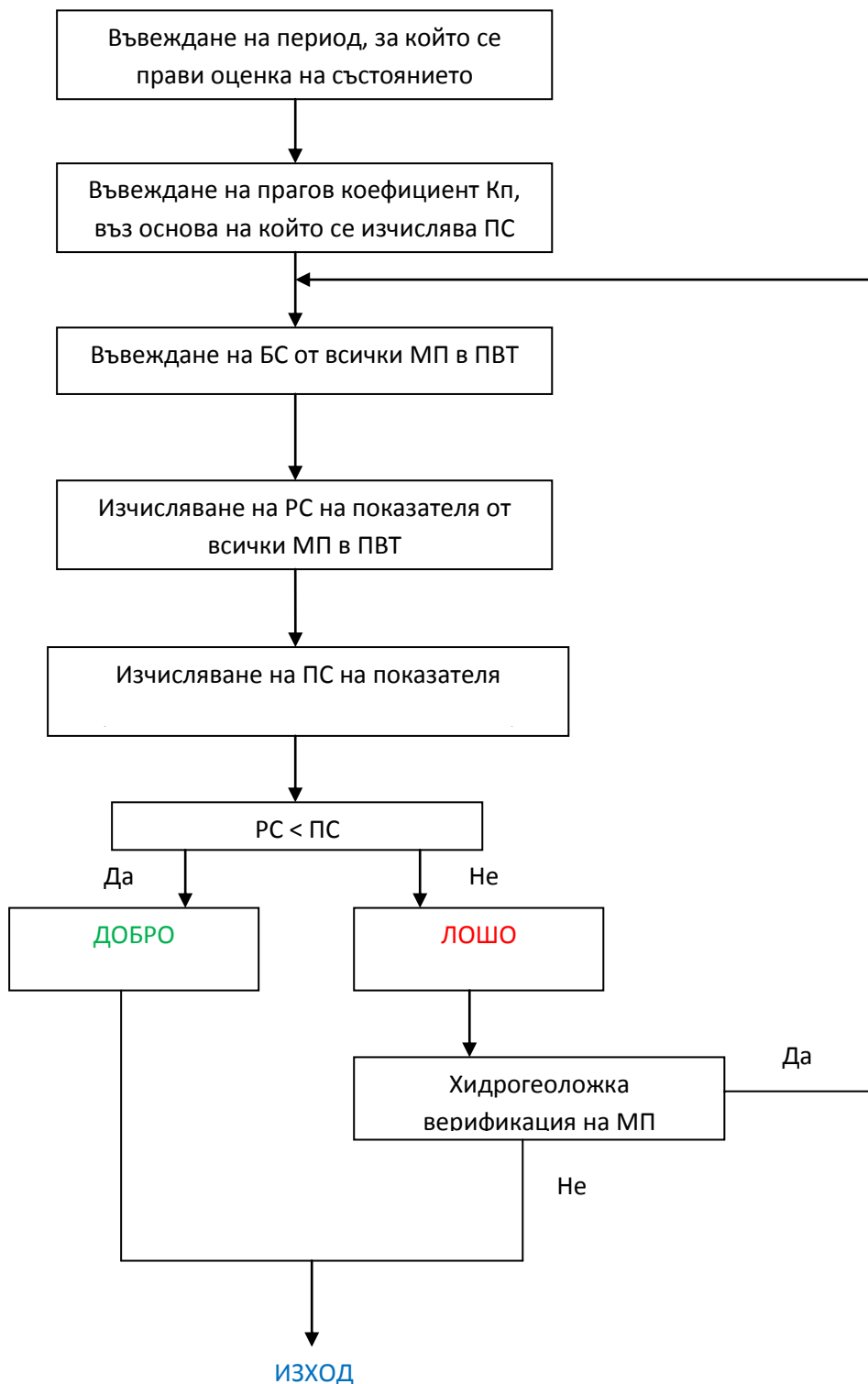
Фигура 2.3.2.4.2

Използването на медианата (вместо средноаритметичната стойност) при повече от два МП подобрява достоверността на оценката за състоянието на ПВТ по даден показател поради това, че се прилага статистическа процедура. По този начин се избягват нереалистични оценки.



На Фигура 2.3.2.4.3. е представена процедурата за оценка на химическото състояние на ПВТ.

Фигура 2.3.2.4.3





Крайната оценка на химическото състояние на ПВТ се прави въз основа на състоянието, определено по отделните показатели (*Фигура 2.3.2.4.2 и Фигура 2.3.2.4.3*):

- Ако по всички показатели състоянието е „добро”, ПВТ се определя в „добро” състояние.
- Ако по един или повече показатели състоянието е „лошо”, ПВТ се определя в „лошо” състояние.

Определяне на трендовете

Анализът на тренда се базира на утвърдени статистически методи, като регресионния метод. Необходима информация – средни стойности за периода 1995 – 2008 г. (годишни, полугодишни и тримесечни стойности) на съответния химически компонент от извършвания хидрохимичен мониторинг. Дължините на редиците с химически показатели, в зависимост от честотата на пробовзимане, трябва да бъдат съответно:

- При 1 път годишно пробовзимане: не по-малко от 8 години с 8 стойности;
- При 2 пъти годишно пробовзимане т.е. данни на полугодие: не по-малко от 5 години с 10 стойности;
- При 4 пъти годишно пробовзимане т.е. данни на тримесечие: не по-малко от 3 години с 12-15 стойности.

Началната точка за **обръщане на посоката на тренда** трябва да се постави тогава, когато концентрацията на замърсителя достигне 75% от стандарта за качество на подземните води или от праговата стойност на замърсяване за съответния химически показател. Избраните начални точки трябва да позволят да се обърнат тенденциите по най-ефективния начин преди концентрациите на замърсителя да предизвикат необратими промени в качеството на подземните води. При ПВТ, които реагират твърде бавно на промени, може да има нужда от по-ранна начална точка и обратното – за бързо реагиращи ПВТ трябва да се избере по-късна стартова точка. На базата на регресионен анализ се оценява дали има прекъсване.

На базата на регресионен анализ се оценява дали има прекъсване на тренда т.е. след устойчив нарастващ тренд има устойчив низходящ тренд или обратното. Входни данни за оценката на трендовете са концентрациите на даден показател (замърсител) като функция на времето. Първоначално, цялата крива на опитните данни се апроксимира чрез полином от 2 степен (квадратична регресионна крива). Ако се установи, че в периода на мониторинговите наблюдения се получава максимум, това означава, че в същия се получава смяна на посоката на тренда – от възходящ, към низходящ. Ако се получи минимум, смяната на посоката е от низходящ към възходящ. След това, цялата крива се разделя на два клона: 1- ви клон - до датата на максимума и 2 –ри клон – след датата на максимума. Данните от първия и втория клон се разглеждат самостоятелно и се апроксимират чрез линейни трендове (прави линии). Датата при която става пресичането на двете апроксимиращи прави линии, отговаря на датата при която става промяна на посоката на линейния тренд – от възходящ към низходящ. Чрез екстраполация на втория (низходящ) тренд, може да се прогнозира към коя дата стартовата концентрация (75 % от ПС) ще бъде достигната.

За оценка на трендовете на даден показател за ПВТ като цяло е използван теста, представен на *Фигура 2.3.2.4.4*.



Фигура 2.3.2.4.4

