

Е.А. Солдатова, Г. Ван, С.Л. Шварцев, Н.В. Гусева

ХИМИЧЕСКИЙ СОСТАВ ГРУНТОВЫХ ВОД ВОДОСБОРНОЙ ПЛОЩАДИ ОЗЕРА ПОЯНХУ (КИТАЙ)

*Работа выполнена при поддержке Российского фонда фундаментальных исследований
(проект № 14-05-31267) и Госзадания «Наука» № 2014/226*

Проанализированы особенности химического состава грунтовых вод водосборной площади оз. Поянху. Рассмотрены основные факторы и процессы обогащения грунтовых вод химическими элементами. Выделено два основных типа грунтовых вод, отличающихся друг от друга локализацией в районах разной степени хозяйственного освоения и, соответственно, вкладом в их формирование антропогенных факторов. Выявлены возможные загрязнители грунтовых вод, характерные для исследуемой территории.

Ключевые слова: грунтовые воды; химический состав; факторы формирования; загрязнение подземных вод; оз. Поянху.

Самое крупное пресное озеро в Китае – оз. Поянху – представляет собой уникальную экосистему, которая, является не только средой обитания редких видов животных и птиц, но и важной частью хозяйственной жизни провинции Цзянси, где оно расположено. Ресурсы пресных вод используются здесь как в бытовых, так и в промышленных и сельскохозяйственных целях. Обширные территории в пределах бассейна оз. Поянху орошаются для выращивания риса. Эти факторы обуславливают значительную антропогенную нагрузку на экосистему района. Кроме этого, на экологическую ситуацию значительное влияние оказывает высокая плотность населения. Вероятно, происходит существенное изменение химического состава неглубоко залегающих грунтовых вод, которые в некоторых районах используются населением в питьевых целях. При значительном объеме информации о химическом составе поверхностных вод района исследований [1–7] данные о грунтовых водах практически отсутствуют. В сложившейся ситуации всестороннее изучение химического состава грунтовых вод и условий его формирования является, на наш взгляд, приоритетным направлением исследований для данного региона, поскольку это позволит разработать эффективные методы экологической оценки качества водных ресурсов и организовать мониторинг динамики изменений их химического состава.

1. Описание района исследований. Район исследований, расположенный на территории Юго-Восточного Китая, приурочен к северной части водосборного бассейна оз. Поянху. В свою очередь оз. Поянху является основной гидрологической подсистемой р. Янцзы и служит для нее естественным регулятором стока. Географически водоем разделен на две части горой Соньмэньшань: обширная мелководная южная часть и вытянутая глубокая северная, где через протоку осуществляется водообмен с р. Янцзы. Площадь водосборного бассейна оз. Поянху составляет порядка 162 225 км² [8].

Рассматриваемый район приурочен к провинции субтропического климата и характеризуется обильными осадками, порядка 1 400–2 400 мм/год [9]. Распределение осадков по сезонам года крайне неравномерно, поскольку контролируется влиянием восточноазиатского муссона. Влажный сезон продолжается

с марта–апреля по июнь, в это время обильные дожди обеспечивают большой объем поверхностного стока в озеро. С июля по сентябрь количество осадков резко снижается, а значения испарения достигают своего максимума [10], и приблизительно с середины сентября в регионе устанавливается сухой сезон, который длится до декабря–февраля, в этот период поверхностный сток очень низок [11].

Рельеф водосборного бассейна оз. Поянху весьма разнообразен – от горных массивов максимальной высотой до 2 200 м над уровнем моря, приуроченных главным образом к краевым частям бассейна, до аллювиальных равнин, расположенных в пониженных участках рельефа, преимущественно в долинах рек [10, 12]. Само оз. Поянху расположено в пределах депрессии с крайне низкими абсолютными отметками, наименьшая из которых составляет 32 м над уровнем моря [12].

Район исследований относится к Янцзыскому гидрогеологическому району и охватывает главным образом территорию Наньчанского и, в меньшей степени, Восточно-Наньчанского артезианских бассейнов (рис. 1). Подземные воды внешней области питания формируются в зоне экзогенной трещиноватости, в зонах разрывных нарушений, а в зоне развития известняках, кроме того, и в карстовых полостях [13]. Однако первые от поверхности водоносные горизонты карбонатного состава распространены в районе исследований только локально, преимущественно к северу-западу от оз. Поянху. Во внутренних областях питания артезианских бассейнов водоносными являются рыхлые и пористые толщи песчано-глинистых и эффузивных пород мезозойского, палеогенового, неогенового и четвертичного возраста, а также трещинно-пористые отложения красноцветных кор выветривания. Четвертичные отложения внутренних областей питания бассейнов характеризуются невыдержанностью состава в разрезе и по простиранию, что обуславливает их неравномерную водоносность [13].

2. Методика исследований. Гидрогеохимическое опробование на территории водосборной площади оз. Поянху осуществлялось в ноябре 2011 г., при этом были опробованы бытовые колодцы и скважины, вскрывшие неглубоко залегающие грунтовые воды. Расположение точек пробоботбора показано на рис. 2.

Район опробования, главным образом, располагается к северу от оз. Поянху и в бассейнах рр. Ганьцзян и Сюшуй к западу от озера.

В каждой точке отбирали 1 л воды в пластиковые бутылки для определения основных компонентов химического состава (HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ ,

NO_3^-). Удельная электрическая проводимость, температура и pH были измерены *in situ*. Химический состав природных вод исследован в лаборатории Китайского геологического университета (г. Пекин) методами титриметрии и ионной хроматографии (Dionex-900). Общее количество проб составило 54.

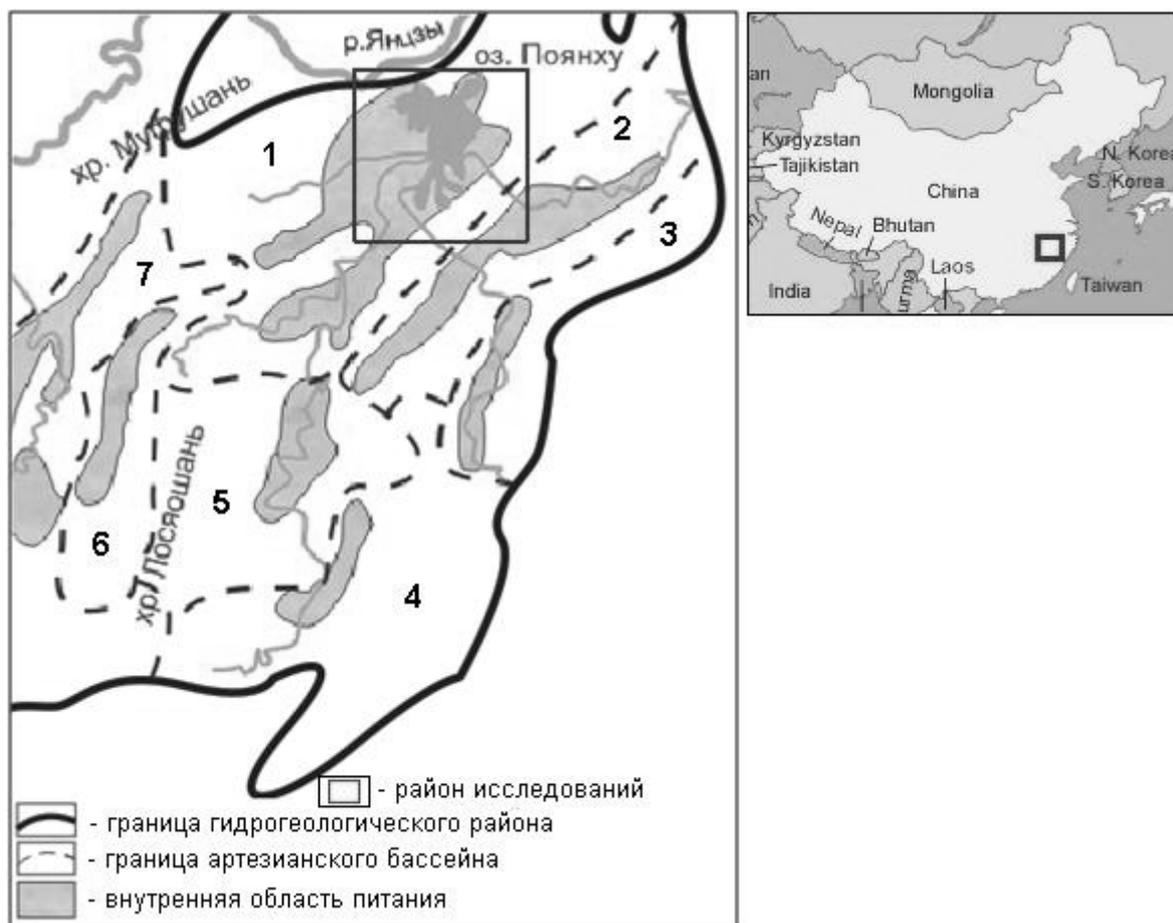


Рис. 1. Схема гидрогеологического районирования восточной части Янцзыйского гидрогеологического района [13].
 Артезианские бассейны: 1 – Наньчанский; 2 – Восточно-Наньчанский; 3 – Сюйцзянский;
 4 – Верхне-Ганьцзянский; 5 – Средне-Ганьцзянский; 6 – Восточно-Хэньянский;
 7 – Хэньянский

При обработке результатов химического состава грунтовых вод весь массив данных был разделен на типы исходя из особенностей их химического состава, а также приуроченности к территориям с различным уровнем экономического и сельскохозяйственного развития.

С целью выявления функциональных зависимостей между поведением основных компонентов подземных вод в программе Statistica 8 были рассчитаны коэффициенты линейной корреляции Пирсона при заданном уровне значимости $p < 0,01$ для компонентов pH, Eh, Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , NO_3^- и минерализации.

3. Результаты. Подземные воды района оз. Поянху являются ультрапресными (минерализация до 200 мг/л) и умеренно пресными (минерализация 200–500 мг/л), лишь в нескольких точках минерализация вод превышает 500 мг/л. Среднее значение минерализации для вод района исследований составляет

229 мг/л. Кислотно-щелочные свойства среды изменяются в широких пределах, pH варьирует от 4,75 до 7,26, т.е. среда изменяется от кислой до нейтральной. Среднее значение pH исследуемых вод составляет 6,20. По мере роста минерализации вод pH возрастает, при этом в ультрапресных водах отмечается резкое увеличение pH, а в водах с более высокой минерализацией этот рост замедляется (рис. 3).

Результаты анализа общего химического состава грунтовых вод приведены в табл. 1. Катионный состав рассматриваемых вод в целом соответствует составу грунтовых вод провинции субтропического климата. В водах отмечается примерно равное содержание натрия и кальция, концентрация которых составляет 1,0–53,0 и 1,8–98,0 мг/л соответственно. В отдельных точках (J2, J3, J6, J11, J32) отмечаются anomalously высокие концентрации калия, достигающие 57,4, 40,5, 39,0, 38,0 и 21,5 мг/л соответственно. Согласно рис. 4 с ростом минерализации закономер-

но увеличиваются концентрации практически всех катионов. При этом в ультрапресных водах невозможно выделить доминирующий катион, однако в водах с минерализацией более 200 мг/л преобладающим катионом является кальций. Подобное явление может быть обусловлено тем, что катионный

состав вод на начальных стадиях формирования химического состава во многом определяется составом вмещающих горных пород [14]. Следует отметить особенность поведения иона Mg^{2+} , концентрация которого незначительно, но очевидно, снижается при повышении минерализации до 600 мг/л.

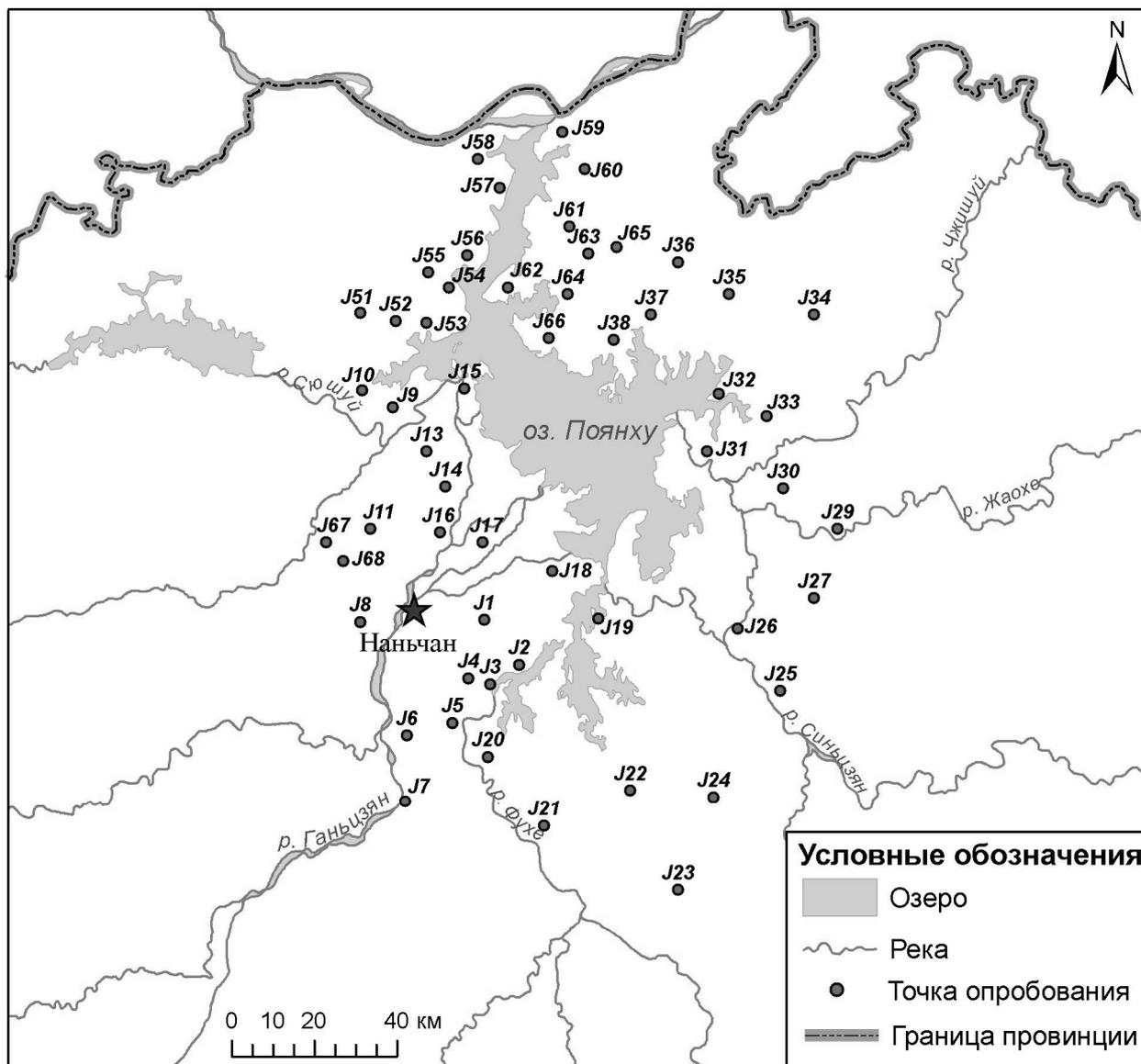


Рис. 2. Карта расположения точек отбора грунтовых вод

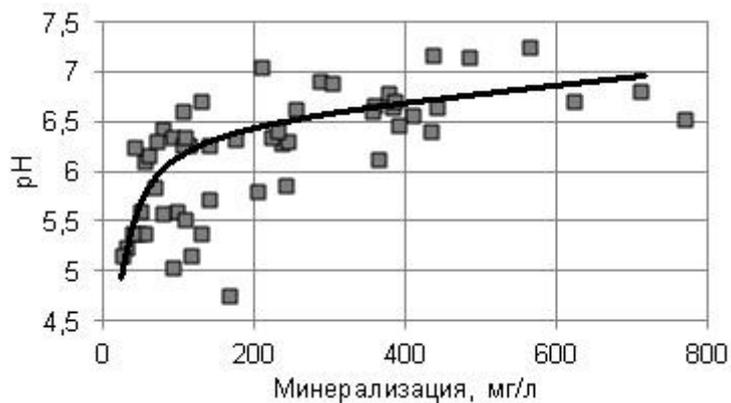


Рис. 3. Зависимость между значением рН и общей минерализацией грунтовых вод

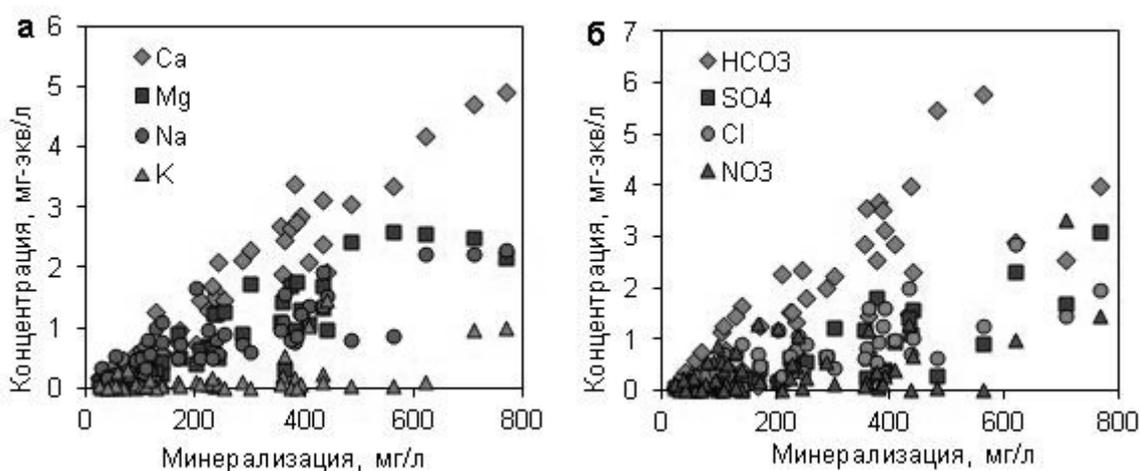


Рис. 4. Диаграммы зависимости концентрации основных катионов (а) и анионов (б) в грунтовых водах от их общей минерализации

Анионный состав рассматриваемых вод не столь типичен для вод провинции субтропического климата. В рассматриваемых водах отмечаются высокие концентрации сульфат-иона, хлорид-иона, нитрат-иона, однако доминирующим анионом все же является гидрокарбонат-ион (рис. 4).

Концентрации сульфат-иона изменяются от 1,36 до 147,9 мг/л при среднем 12 мг/л. Воды с повышенными содержаниями сульфат-иона приурочены к северной и восточной частям района исследований. Содержание хлорид-иона изменяется от 1,23 до 101,8 мг/л. При этом воды с вышефооновыми концентрациями хлорид-иона характеризуются практически повсеместным распространением.

Отличительной особенностью рассматриваемых вод является значительное содержание нитрат-иона. Повышенные относительно среднего значения концентрации нитратов (12,9 мг/л) отмечаются более чем

в половине точек опробования. Относительно среднего содержания в водах провинции субтропического и тропического климата, по данным С.Л. Шварцева [14], превышение характерно для подавляющего большинства точек опробования. Максимальная концентрация NO_3^- наблюдается в точке J11 и составляет 206,3 мг/л. С ростом минерализации концентрация NO_3^- , как и всех анионов, увеличивается (рис. 4).

Наличие на территории исследований вод с повышенными концентрациями SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- и K^+ обусловило выделение здесь химических типов вод, которые не являются характерными для данной геохимической провинции, а именно хлоридно-нитратных, нитратно-хлоридных, нитратных, сульфатно-гидрокарбонатных и сульфатно-хлоридно-гидрокарбонатных по анионному составу; калиево-натриево-кальциевых, кальциево-калиевых, кальциево-натриево-калиевых по катионному составу (рис. 5).

Таблица 1

Химический состав грунтовых вод водосборной площади оз. Поянху

№ пробы	T	pH	Cl^-	SO_4^{2-}	NO_3^-	HCO_3^-	Na^+	K^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	Min^1
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Ед. измерения	°C	Ед. pH	мг/л								
J1	18,2	6,26	8,42	13,87	9,35	48,3	18,77	1,43	3,82	8,00	112,0
J2	19,3	6,64	37,01	75,78	42,15	140,8	35,58	57,38	11,69	38,69	439,0
J3	21,3	6,57	34,52	46,55	24,50	175,4	31,44	40,52	12,82	42,18	407,9
J4	18,3	6,41	70,88	68,54	80,18	92,0	44,42	8,70	20,78	47,74	433,3
J5	19,2	4,75	25,62	12,94	80,66	5,41	11,85	3,64	11,20	15,13	166,5
J6	20,2	6,53	69,38	147,9	89,94	244,7	52,72	38,99	26,33	98,21	768,2
J7	18,6	5,87	37,53	24,44	66,94	42,2	18,81	1,81	15,08	32,09	238,9
J8	18,1	5,59	4,80	5,31	14,19	11,9	3,70	2,28	1,89	5,37	49,5
J9	17,4	5,38	25,98	5,14	47,24	11,7	22,65	1,70	4,99	8,40	127,8
J10	17,3	6,10	2,78	3,15	10,34	22,7	5,66	0,99	2,14	5,74	53,5
J11	19,0	6,80	51,16	82,06	206,3	155,3	51,22	38,03	30,54	94,52	709,1
J13	18,7	6,67	30,28	11,58	9,78	217,9	25,18	8,44	17,61	37,74	358,5
J14	17,0	6,60	10,20	1,36	54,26	6,06	10,08	2,97	5,16	7,12	97,2
J15	21,0	5,73	32,98	11,34	24,42	24,9	25,45	4,60	2,86	11,90	138,5
J16	20,3	6,85	5,12	8,36	0,10	34,7	4,83	1,40	2,64	8,95	66,1
J17	19,0	6,60	3,24	6,62	<i>Н.д.</i>	68,9	4,73	1,60	6,00	13,03	104,1
J18	17,8	6,27	1,45	1,49	<i>Н.д.</i>	100,7	17,61	0,95	5,38	11,21	138,8
J19	18,8	5,04	15,37	11,90	35,48	6,50	10,54	0,93	4,46	5,25	90,4
J20	20,0	6,15	23,04	12,98	2,39	333,5	18,82	1,46	29,61	61,22	483,0
J21	18,5	5,23	7,47	3,56	1,10	6,28	7,56	0,58	1,07	1,77	29,4
J22	20,4	6,29	27,68	34,98	30,74	81,0	13,78	2,06	14,88	29,92	235,0
J23	21,9	6,57	7,87	4,01	35,41	8,88	5,76	8,98	1,83	5,94	78,7
J24	21,7	6,65	33,34	14,97	3,21	225,2	17,95	6,40	11,63	67,61	380,3

№ пробы	T	pH	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	HCO ₃ ⁻	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Min ¹
J25	22,0	7,16	3,60	2,76	7,52	3,25	1,04	1,53	1,14	3,20	24,0
J26	20,6	7,17	1,23	1,94	0,68	35,7	2,91	10,61	0,23	5,30	58,6
J27	21,7	6,42	10,57	10,26	8,41	21,7	6,96	12,00	1,26	5,07	76,2
J29	21,2	5,52	24,99	11,17	24,23	16,5	11,75	1,23	5,73	12,31	107,9
J30	21,5	6,34	12,80	12,20	13,45	26,0	11,09	2,87	2,21	11,44	92,1
J31	20,7	6,26	19,52	3,04	35,15	16,2	11,87	1,16	3,49	12,45	102,9
J32	23,0	7,13	57,81	31,24	73,83	89,2	36,34	21,52	3,77	49,07	362,8
J33	22,0	6,37	6,11	2,99	12,89	10,8	3,90	1,79	0,77	6,68	46,0
J34	21,3	6,30	2,14	3,05	0,57	47,0	4,81	0,91	2,09	9,33	69,9
J35	22,5	6,70	2,57	2,02	2,32	89,0	2,19	0,81	3,37	25,01	127,3
J36	19,3	6,90	23,77	29,96	34,74	122,4	17,12	4,17	11,16	42,63	285,9
J37	19,3	6,80	42,55	8,92	75,54	13,2	37,96	4,32	4,80	14,46	201,8
J38	20,4	6,46	57,63	20,05	17,42	191,4	28,70	2,26	15,91	57,03	390,4
J51	19,4	6,34	23,51	30,58	15,93	93,1	22,17	2,95	8,46	25,74	222,5
J52	19,9	7,30	13,58	19,19	3,42	142,9	12,96	2,91	6,21	42,06	243,3
J53	17,6	6,34	1,62	1,98	2,03	76,4	7,77	0,95	3,11	14,11	108,0
J54	21,0	7,26	44,54	43,15	1,00	353,0	20,22	1,82	31,58	67,06	562,4
J55	19,0	7,25	2,24	3,65	1,95	21,7	4,71	0,61	1,26	3,28	39,4
J56	19,8	7,06	9,68	10,42	H.д.	137,9	11,77	2,41	7,77	29,27	209,3
J57	19,6	6,32	17,70	21,39	11,31	78,2	17,26	1,57	6,02	19,04	172,5
J58	18,8	7,61	22,93	57,47	5,55	175,6	22,41	2,99	13,37	53,97	354,3
J59	18,7	6,71	101,8	111,4	60,99	176,9	51,26	3,56	31,33	83,68	621,0
J60	18,9	6,62	32,47	27,15	16,07	111,2	20,39	0,89	15,28	29,33	252,7
J61	17,7	6,78	19,41	86,14	21,71	154,7	18,20	0,93	20,84	53,43	375,3
J62	19,1	6,89	16,07	58,40	9,43	135,8	13,88	0,63	20,98	45,55	300,8
J63	17,8	7,17	24,91	52,74	H.д.	243,2	31,06	3,79	16,24	62,22	434,2
J64	19,5	8,41	13,45	26,56	32,72	94,9	11,92	7,30	7,98	34,04	228,9
J65	18,4	6,70	45,44	17,26	9,30	215,8	19,87	0,77	21,70	55,05	385,2
J66	17,2	5,38	10,12	3,16	15,35	7,81	12,29	1,07	1,17	2,93	53,9
J67	15,8	5,38	2,09	2,05	12,60	12,2	3,99	0,85	0,97	3,29	38,0
J68	16,7	5,15	11,50	9,73	33,02	28,1	13,39	5,21	2,97	11,07	115,0
Кларк по С.Л. Шварцеву ²	H.д.	6,4	7,35	7,10	1,52	109	10,9	2,25	8,07	16,6	185

¹ Минерализация, ² средний химический состав грунтовых вод провинции тропического и субтропического климата [14]; «H.д.» – нет данных.

Условные обозначения

- ★ Cl
- NO₃
- Cl-NO₃, Cl-HCO₃-NO₃, NO₃-Cl
- ☆ HCO₃-Cl, Cl-HCO₃
- ▲ HCO₃-NO₃
- SO₄-HCO₃, SO₄-Cl-HCO₃
- HCO₃

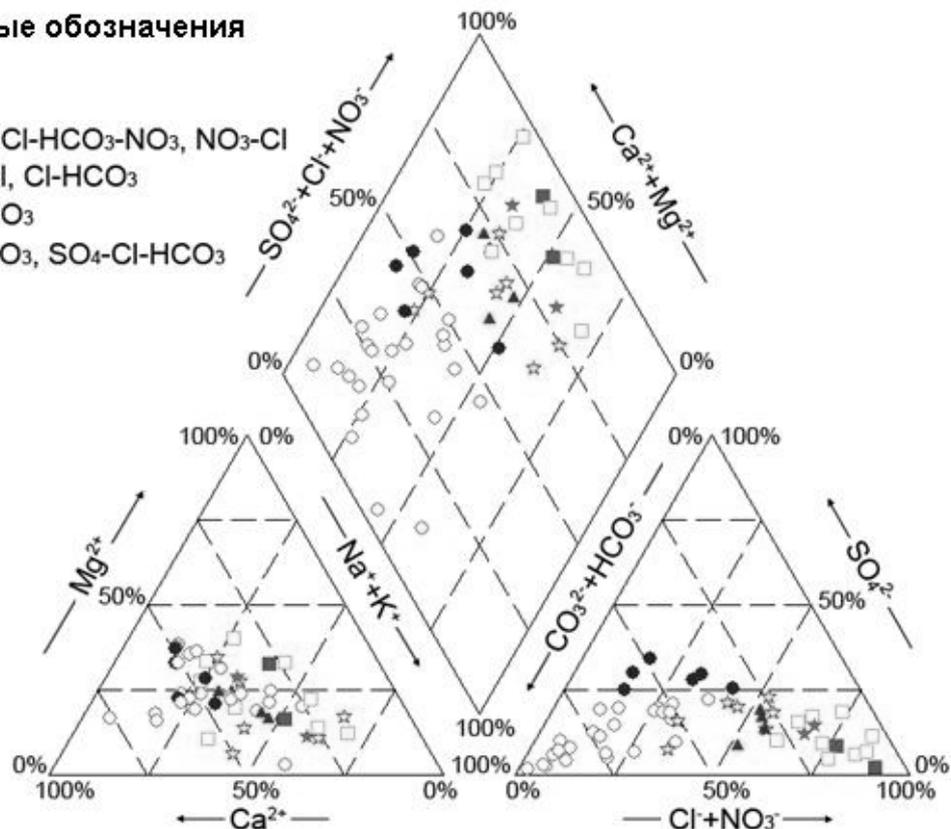


Рис. 5. Диаграмма Пайпера с нанесением данных по составу подземных вод водосборного бассейна оз. Поаяну

Однако более целесообразным является деление вод на типы в соответствии с ландшафтно-геохимическими условиями. Так, на территории водосборной площади оз. Поянху выделяются два основных типа вод. Первый тип – относительно чистые грунтовые воды – приурочен преимущественно к природным объектам, корам выветривания, а также территориям, не претерпевшим значительных изменений в результате хозяйственной дея-

тельности человека. Он формируется преимущественно под влиянием природных факторов. В то время как второй тип – условно загрязненные грунтовые воды – относится к активно возделываемым и часто заводняемым территориям, которые мы предлагаем, вслед за А.И. Перельманом [15], называть агроландшафтами. Сравнительная характеристика упомянутых типов вод приведена в табл. 2.

Таблица 2

Средний химический состав грунтовых вод водосборной площади оз. Поянху, мг/л

Концентрация	pH	NO ₃ ⁻	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Min*
<i>Относительно чистые грунтовые воды (32 точки опробования)</i>										
Минимальная	4,75	0,10	3,25	1,36	1,23	1,77	0,23	1,04	0,58	24,0
Максимальная	6,70	80,7	142,9	35,0	42,6	42,1	14,9	38,0	12,0	243,3
Средняя	5,87	19,4	36,8	8,57	12,1	11,4	3,86	11,0	2,73	105,8
<i>Условно загрязненные грунтовые воды (22 точки опробования)</i>										
Минимальная	5,87	1,00	42,2	10,4	9,68	29,3	3,77	11,8	0,63	209,3
Максимальная	7,26	206,3	353,0	147,9	101,8	98,2	31,6	52,7	57,4	768,2
Средняя	6,68	36,7	174,0	48,0	39,0	53,7	17,9	27,2	11,6	408,2
<i>Грунтовые воды провинции тропического и субтропического климата [14]</i>										
Средняя	6,4	1,52	109	7,10	7,35	16,6	8,07	10,9	2,25	185

* Минерализация.

Относительно чистые грунтовые воды характеризуются преимущественно кислой средой, хотя pH изменяется от 4,75 до 6,70, среднее значение находится на уровне 5,87. Средние концентрации основных ионов в целом соответствуют среднему для провинции субтропического климата [14]. Обращают на себя внимание достаточно низкие концентрации гидрокарбонат-иона, которые изменяются от 3,25 до 142,9 мг/л при среднем значении 36,8 мг/л. Средняя концентрация иона хлора в рассматриваемом типе вод несколько выше, чем в водах провинции субтропического климата – 12,1 мг/л. Наиболее значительные превышения характерны для нитрат-иона, концентрация которого изменяется в широких пределах – от 0,10 до 80,7 мг/л при среднем значении 19,4 мг/л. Также следует отметить достаточно высокие максимальные концентрации сульфат-иона, натрия и калия – 35,0, 38,0 и 12,0 мг/л соответственно.

Условно загрязненные грунтовые воды имеют более высокое значение pH по сравнению со вторым типом – относительно чистыми грунтовыми водами, значения pH изменяются от 5,87 до 7,26, среднее значение 6,68 соответствует нейтральной среде, что несколько выше среднего провинции субтропического климата. Концентрации основных компонентов химического состава и значение минерализации значительно превышают средние провинции субтропического климата. В некоторых случаях даже минималь-

ные значения концентрации ионов выше упомянутого среднего значения, так, концентрация SO₄²⁻ изменяется от 10,4 до 147,9 мг/л, концентрация Cl⁻ – от 9,68 до 101,8, Ca²⁺ – от 29,3 до 98,2 мг/л, Na⁺ – от 11,8 до 52,7 мг/л. Содержание нитратов изменяется от 1,00 до 206,3 мг/л при среднем значении 36,7 мг/л. Все это свидетельствует о значительной нагрузке на природную экосистему, которая ведет к серьезным изменениям химического состава грунтовых вод.

Очевидно, что относительно чистые грунтовые воды, приуроченные к территориям, в меньшей степени подверженным хозяйственной деятельности человека, являются более кислыми и имеют в целом более низкие содержания всех основных ионов и, соответственно, минерализацию, по сравнению с условно загрязненными грунтовыми водами агроландшафтов.

4. Обсуждение.

4.1. Корреляционная взаимосвязь между основными ионами. Значительные вариации химического состава рассматриваемых вод свидетельствуют о сложном влиянии на процессы формирования их состава как природных, так и антропогенных факторов. Полученные значения коэффициентов корреляции Пирсона (табл. 3) подтверждают высокую степень линейной взаимосвязи между значением минерализации и концентрацией основных компонентов раствора (HCO₃⁻, SO₄²⁻, Cl⁻, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺), $r > 0,8$.

Таблица 3

Значения коэффициентов линейной корреляции Пирсона для компонентов химического состава грунтовых вод водосборной площади оз. Поянху

	pH	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	HCO ₃ ⁻	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	Min
pH	1,00									
Cl ⁻	0,11	1,00								
SO ₄ ²⁻	0,27	0,72	1,00							
NO ₃ ⁻	-0,05	0,55	0,49	1,00						
HCO ₃ ⁻	0,44	0,49	0,54	0,01	1,00					
Na ⁺	0,16	0,89	0,78	0,67	0,50	1,00				
K ⁺	0,16	0,40	0,56	0,50	0,25	0,57	1,00			
Mg ²⁺	0,24	0,72	0,74	0,39	0,82	0,68	0,26	1,00		
Ca ²⁺	0,41	0,75	0,80	0,43	0,85	0,76	0,42	0,89	1,00	
Минерализация (Min)	0,34	0,81	0,84	0,50	0,83	0,84	0,53	0,91	0,97	1,00

Примечание. Жирным шрифтом отмечены коэффициенты корреляции с уровнем значимости $\alpha < 0,01$.

Меньшие, но статистически значимые коэффициенты корреляции ($r > 0,5$) обнаружены также между минерализацией и K^+ , минерализацией и NO_3^- , однако на рис. 3 зависимости не наблюдается. Таким образом, достаточно высокие значения коэффициентов корреляции между K^+ , NO_3^- и минерализацией обусловлены, вероятно, значительным вкладом этих компонентов в величину минерализации, а не функциональной зависимостью между рассматриваемыми показателями.

Относительно высокие положительные значения коэффициентов корреляции ($r > 0,4$) наблюдаются между SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- , K^+ , Na^+ , что свидетельствует о наличии единого процесса обогащения вод этими элементами, наиболее вероятным является их поступление вследствие антропогенного воздействия. Однако не следует исключать влияние природных процессов на обогащения вод SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ , так как отмечается положительная корреляция между этими элементами и HCO_3^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} .

4.2. Механизмы, контролирующие поведение основных ионов. Обогащение природных вод химическими элементами может происходить за счет поступления атмосферных осадков, при выветривании горных пород и испарительном концентрировании, а также в результате антропогенного воздействия.

Привноса значительного количества солей в подземные воды с атмосферными осадками в исследуемом районе не может наблюдаться из-за его удаленности от морского бассейна. Однако в распределении осадков в течение года наблюдается выраженная сезонность. Опробование вод производилось во время сухого сезона, в ноябре, т.е. непосредственно по окончании периода, когда величина испарения достигает своего максимума и превышает количество атмосферных осадков [11]. В этой связи испарительное концентрирование может оказывать значительное влияние на формирование химического состава рассматриваемых вод. При этом согласно [16] испарительное концентрирование должно приводить к пропорциональному росту концентраций хлорид-иона и других компонентов химического состава.

На рис. 6 такая зависимость четко проявляется для иона натрия, в меньшей степени для ионов кальция и магния. Также можно отметить, что тенденция концентрирования более заметна для относительно чистых грунтовых вод, приуроченных к корам выветривания, нежели для условно загрязненных грунтовых вод агроландшафтов, исключение составляют лишь подземные воды с концентрацией хлорид-иона менее 0,1 мг-экв/л.

Полным отсутствием тенденции к простому концентрированию характеризуется поведением гидрокарбонат-иона и иона калия (рис 6, а, з). Точки на рис. 6, е и рис. 6, ж лежат несколько выше и ниже линии, соответствующей пропорциональному концентрированию, однако тенденция роста концентраций все же отмечается. Подобная тенденция, но более сильная, характерна и для сульфат-иона (рис. 6, б), особенно это характерно для относительно чистых грунтовых вод. Интересно также отметить, что слабая

тенденция к пропорциональному концентрированию нитрат-иона проявляется исключительно в относительно чистых грунтовых водах, и совсем не характерна для условно загрязненных грунтовых вод (рис. 6, в). Вероятно, это обусловлено преобладающим влиянием антропогенных факторов на процессы формирования химического состава условно загрязненных грунтовых вод.

Одним из основных механизмов обогащения вод химическими элементами, пожалуй, являются процессы взаимодействия с горными породами. Основные катионы могут поступать в раствор за счет растворения алюмосиликатных, карбонатных пород, а также эвапоритов. В пределах исследуемой территории не отмечается значительных толщ эвапоритов, поэтому основным возможным источником катионов при выветривании горных пород могут быть только карбонатные и алюмосиликатные породы. Растворение сульфатных минералов, например гипса и ангидрита, как основной механизм обогащения вод химическими элементами также маловероятно, о чем свидетельствует зависимость на рис. 7, а. Однако согласно зависимости на рис. 7, б обогащение вод сульфат-ионом, а также хлорид-ионом происходит в том числе и за счет взаимодействия вод с горными породами, о чем свидетельствует пропорциональный рост их концентрации с увеличением концентрации катионов. Вероятным является поступление части сульфат-иона за счет окисления сульфидных минералов, при этом образующиеся при диссоциации серной кислоты ионы водорода несколько нейтрализуются гидроксильными ионами, образуясь при гидролизе алюмосиликатных минералов.

Растворение карбонатных пород в пределах исследуемой территории, как один из процессов обогащения вод химическими элементами, исключать нельзя, однако он не является в данном случае определяющим (рис. 7, в). При этом согласно рис. 7, г обогащение рассматриваемых подземных вод ионами кальция и магния происходит быстрее, чем ионами натрия и калия.

Степень обогащения вод химическими элементами при взаимодействии с горными породами кроме всего прочего определяется характером водообмена. Именно водообмен является главенствующим фактором, контролирующим процессы формирования химического состава грунтовых вод бассейна оз. Поянху, как и подземных вод зоны гипергенеза в целом. На изучаемой территории водообмен формируется под влиянием как природных, так и антропогенных факторов. Об этом свидетельствуют различия между двумя выделенными типами грунтовых вод. Судя по характеру этих различий глубокий отпечаток на формирование химического состава условно загрязненных грунтовых вод, приуроченных к агроландшафтам, накладывают процессы заводнения и ирригации, которые существенным образом влияют на водообмен, замедляя его и тем самым приводя к увеличению времени взаимодействия в системе вода – порода (почва).

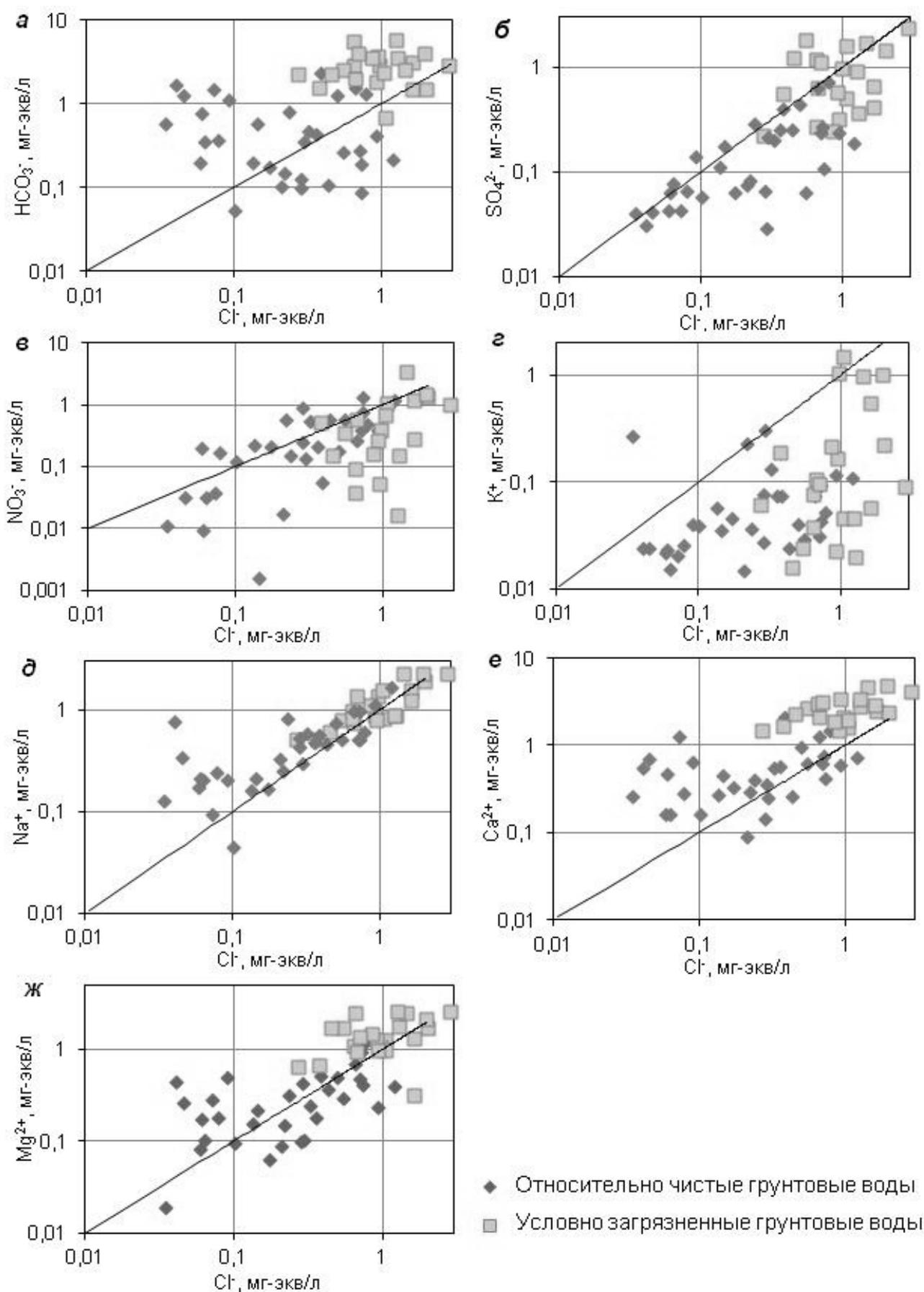


Рис. 6. Диаграммы зависимости концентрации ионов HCO_3^- (а), SO_4^{2-} (б), NO_3^- (в), K^+ (г), Na^+ (д), Ca^{2+} (е), Mg^{2+} (ж) от концентрации иона Cl^-

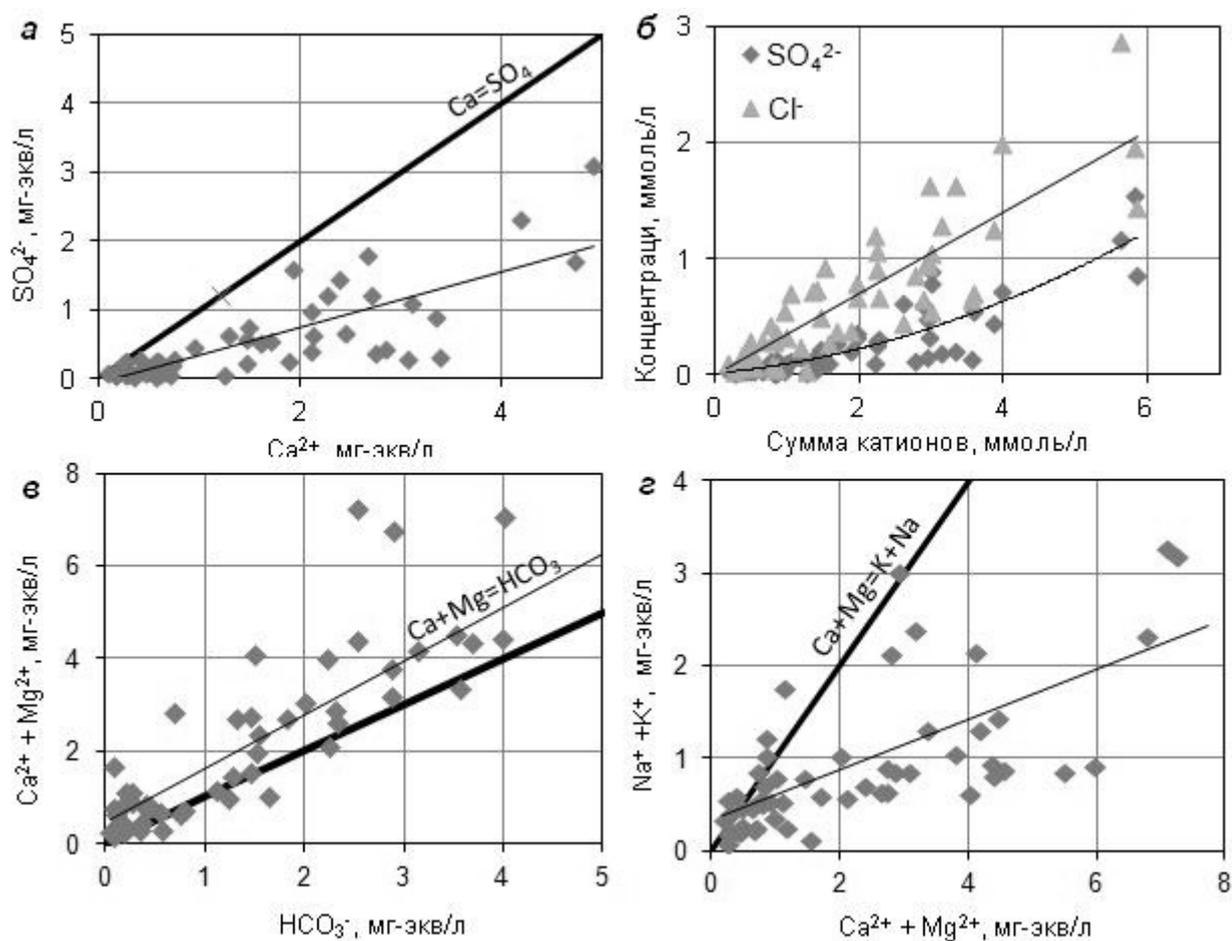


Рис. 7. Диаграмма зависимости концентрации основных компонентов химического состава грунтовых вод друг от друга

Это способствует накоплению значительных концентраций химических элементов и, соответственно, увеличению минерализации. Таким образом, даже при отсутствии повышенных концентраций нитрат-иона, который в исследуемом районе является одним из основных загрязнителей, грунтовые воды агроландшафтов, без сомнений, испытывают значительное антропогенное воздействие, их химический состав повсеместно претерпевает глубокие изменения, связанные с замедлением водообмена под влиянием хозяйственной деятельности человека. В то же время относительно чистые грунтовые воды подвержены этому воздействию в значительно меньшей степени. В целом их химический состав отражает природный геохимический фон, на который в ряде случаев накладываются повышенные концентрации NO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ , K^+ , обусловленные локальным поступлением загрязняющих веществ.

5. Заключение. Подземные воды бассейна оз. Поянху являются преимущественно ультрапресными и умеренно пресными. Кислотно-щелочная среда вод изменяется в широких пределах, от кислой до слабощелочной, однако подавляющее большинство опробованных источников характеризуются слабокислой и нейтральной средой. Преобладающими ионами в водах являются Ca^+ и HCO_3^- , в повышенных концентрациях встречаются NO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , K^+ , Na^+ .

В связи с выявленными особенностями химического состава и по приуроченности к различным по

степени хозяйственного освоения районам было выделено два типа грунтовых вод: относительно чистые грунтовые воды, приуроченные главным образом к корам выветривания и районам, освоенным в меньшей степени, и условно загрязненные грунтовые воды, приуроченные к агроландшафтам.

Относительно чистые грунтовые воды являются более кислыми и имеют в целом низкие содержания всех основных ионов и, соответственно, минерализацию, по сравнению с условно загрязненными грунтовыми водами.

Условно загрязненные грунтовые воды агроландшафтов формируются под доминирующим влиянием антропогенных факторов, в то время как химический состав относительно чистых грунтовых вод, по мнению авторов, в целом отражает природные фоновые концентрации для исследуемой территории, однако и здесь присутствует некоторое локально распространенное антропогенное загрязнение, выражающееся главным образом в повышенных концентрациях NO_3^- и в меньшей степени Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ , K^+ .

Обогащение рассматриваемых вод химическими элементами происходит в результате их взаимодействия с горной породой, которое в свою очередь определяется интенсивностью водообмена. Именно этот процесс является определяющим при формировании упомянутых выше типов грунтовых вод. На него накладываются процессы испарительного концентрирования и антропогенное воздействие, приводящее к увеличению в водах концентрации отдельных компонентов.

ЛИТЕРАТУРА

1. He M., Wang Z., Tang H. The chemical, toxicological and ecological studies in assessing the heavy metal pollution in Le An River, China // *Wat. Res.* 1998. Vol. 32, № 2. P. 510–518.
2. Chen J., Wang F., Xia X., Zhang L. Major element chemistry of the Changjiang (Yangtze River) // *Chemical Geology*. 2002. № 187. P. 231–255.
3. Liu W.X., Coveney R.M., Chen J.L. Environmental quality assessment on a river system polluted by mining activities // *Applied Geochemistry*. 2003. № 18. P. 749–764.
4. Li M., Xu K., Watanabe M., Chen Z. Long-term variations in dissolved silicate, nitrogen, and phosphorus flux from the Yangtze River into the East China Sea and impacts on estuarine ecosystem // *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 2007. № 71. P. 3–12.
5. Chetelat B., Liu C.-Q., Zhao Z.Q., Wang Q.L., Li S.L., Li J., Wang B.L. Geochemistry of the dissolved load of the Changjiang Basin rivers: Anthropogenic impacts and chemical weathering // *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 2008. № 72. P. 4254–4277.
6. Wu L., Li M., Guo Y., Yang X. Influence of Three Gorges Project on water quality of Poyang Lake // *Procedia Environmental Sciences*. 2011. № 10. P. 1496–1501.
7. Xia Y., Huang L., Xu L. Characteristics of diffuse source N pollution in Lean River catchment // *Procedia Environmental Sciences*. 2011. № 10. P. 2437–2443.
8. Feng L., Hu C., Chen X., Li R., Tian L., Murch B. MODIS observations of the bottom topography and its inter-annual variability of Poyang Lake // *Remote Sensing of Environment*. 2011. № 115. P. 2729–2741.
9. Wang Q., Riemann D., Vogt S., Glaser R. Impacts of land cover changes on climate trends in Jiangxi province China // *International Journal of Biometeorology*. 2014. Vol. 58, № 5. P. 645–660.
10. Li X., Zhang Q. Estimating the potential evapotranspiration of Poyang Lake basin using remote sense data and Shuttleworth-Wallace model // *Procedia Environmental Sciences*. 2011. № 10. P. 1575–1582.
11. Yan D., Schneider U.A., Schmid E., Huang H.Q., Pan L., Dilly O. Interaction between land use change, regional development, and climate change in the Poyang Lake district from 1985 to 2035 // *Agricultural systems*. 2013. № 119. P. 10–21.
12. Ye X., Zhang Q., Liu J., Li X., Xu C.-Y. Distinguishing the relative impacts of climate change and human activities on variation of streamflow in the Poyang Lake catchment, China // *Journal of Hydrology*. 2013. № 494. P. 83–95.
13. *Гидрогеология Азии* / под ред. Н.А. Маринова. М.: Недра, 1974. 575 с.
14. Shvartsev S.L. Geochemistry of Fresh Groundwater in the Main Landscape Zones of the Earth / *Geochemistry International*. USA: Pleiades Publishing, Ltd, 2008. Vol. 46, № 3. P. 1285–1398.
15. Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта: учеб. М.: Астрей-2000, 1999. 610 с.
16. Drever J.I. The Geochemistry of Natural Waters. N.J.: Prentice-Hall, Englewood Cliffs, 1982. 388 p.

Статья представлена научной редакцией «Науки о Земле» 25 сентября 2014 г.

CHEMICAL COMPOSITION OF SHALLOW GROUNDWATER OF THE POYANG LAKE CATCHMENT (CHINA)

Tomsk State University Journal, 2014, 389, pp. 235-245. DOI: 10.17223/15617793/389/40

Soldatova Evgeniya A. Tomsk Polytechnic University (Tomsk, Russian Federation). E-mail: 2a61@mail.ru

Wang Guangcai. China University Of Geosciences (Beijing, China). E-mail: wanggc@cugb.edu.cn

Shvartsev Stepan L. Tomsk Polytechnic University, Tomsk Branch of Institute of Oil and Gas Geology and Geophysics, SB RAS (Tomsk, Russian Federation). E-mail: tomsk@igng.tsc.ru;

Guseva Natalia V. Tomsk Polytechnic University (Tomsk, Russian Federation). E-mail: guseva24@yandex.ru

Keywords: shallow groundwater; chemical composition; forming factors of water chemical composition; groundwater pollution; Poyang Lake.

Poyang Lake, the largest Chinese freshwater lake, is a unique ecosystem which is not only a habitat of rare animal species, but also an important part of economy of Jiangxi Province. Freshwater resources are used for domestic, industrial and agricultural needs. These factors determine the significant anthropogenic load to ecosystem including shallow groundwater. However, data about the chemical composition of shallow groundwater are almost absent. Under the circumstances, comprehensive investigations of the chemical composition of shallow groundwater and its forming conditions are the priority line of scientific research in the region, as it will allow to develop effective methods for water quality assessment and to organize monitoring of the dynamics of groundwater chemical composition changes. In the article hydrogeochemical sampling data of shallow groundwater are used. The total number of samples is 54. Concentration of the main ions (HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , NO_3^-) was determined by titration and ionic chromatography (Dionex-900). Electrical conductivity, temperature and pH were measured *in situ*. Pearson's correlation coefficients for pH, Eh, Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , NO_3^- and TDS were calculated in order to identify functional relations between the main components of the shallow groundwater chemical composition behavior. Analysis of the data showed that shallow groundwater of the Poyang Lake catchment is basically ultra fresh (TDS < 0.2 g/L) and moderately fresh (TDS 0.2–0.5 g/L). pH-value changes from acid to weak alkaline; however, the majority of sampling points are characterized by weak acid and neutral medium. Predominant ions in shallow groundwater are Ca^{2+} и HCO_3^- ; there are also quite high concentrations of NO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , K^+ , Na^+ . According to the chemical composition of shallow groundwater and association with territories of different economic and agricultural development degrees, two types of shallow groundwater are allocated: relatively pristine shallow groundwater which is localized mainly within weathering crust and less economic and agricultural development areas and conditionally polluted shallow groundwater localized within agrolandscapes. Relatively pristine shallow groundwater is more acid and has a generally low content of the main ions and, accordingly, TDS value compared with conditionally polluted shallow groundwater. Conditionally polluted shallow groundwater of agrolandscapes is formed under the dominant effect of anthropogenic factors; at the same time the chemical composition of relatively pristine shallow groundwater, in authors' opinion, generally reflect natural background concentrations for the researched territory. However, in relatively pristine shallow groundwater there is a pointwise scattered anthropogenic pollution which is expressed mainly in quite high concentration of NO_3^- and, less often, in quite high concentrations of Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ , K^+ .

REFERENCES

1. He M., Wang Z., Tang H. The chemical, toxicological and ecological studies in assessing the heavy metal pollution in Le An River, China. *Wat. Res.*, 1998, vol. 32, no. 2, pp. 510-518. DOI: 10.1016/S0043-1354(97)00229-7

2. Chen J., Wang F., Xia X., Zhang L. Major element chemistry of the Changjiang (Yangtze River). *Chemical Geology*, 2002, no. 187, pp. 231-255. DOI: 10.1016/S0009-2541(02)00032-3
3. Liu W.X., Coveney R.M., Chen J.L. Environmental quality assessment on a river system polluted by mining activities. *Applied Geochemistry*, 2003, no. 18, pp. 749-764. DOI: 10.1016/S0883-2927(02)00155-5
4. Li M., Xu K., Watanabe M., Chen Z. Long-term variations in dissolved silicate, nitrogen, and phosphorus flux from the Yangtze River into the East China Sea and impacts on estuarine ecosystem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2007, no. 71, pp. 3-12. DOI: 10.1016/j.ecss.2006.08.013
5. Chetelat B., Liu C.-Q., Zhao Z.Q., Wang Q.L., Li S.L., Li J., Wang B.L. Geochemistry of the dissolved load of the Changjiang Basin rivers: Anthropogenic impacts and chemical weathering. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2008, no. 72, pp. 4254-4277. DOI: 10.1016/j.gca.2008.06.013
6. Wu L., Li M., Guo Y., Yang X. Influence of Three Gorges Project on water quality of Poyang Lake. *Procedia Environmental Sciences*, 2011, no. 10, pp. 1496-1501. DOI: 10.1016/j.proenv.2011.09.238
7. Xia Y., Huang L., Xu L. Characteristics of diffuse source N pollution in Lean River catchment. *Procedia Environmental Sciences*, 2011, no. 10, pp. 2437-2443. DOI: 10.1016/j.proenv.2011.09.379
8. Feng L., Hu C., Chen X., Li R., Tian L., Murch B. MODIS observations of the bottom topography and its inter-annual variability of Poyang Lake. *Remote Sensing of Environment*, 2011, no. 115, pp. 2729-2741. DOI: 10.1016/j.rse.2011.06.013
9. Wang Q., Riemann D., Vogt S., Glaser R. Impacts of land cover changes on climate trends in Jiangxi province China. *International Journal of Biometeorology*, 2014, Vol. 58, no. 5, pp. 645-660. DOI: 10.1007/s00484-013-0645-z
10. Li X., Zhang Q. Estimating the potential evapotranspiration of Poyang Lake basin using remote sense data and Shuttleworth-Wallace model. *Procedia Environmental Sciences*, 2011, no. 10, pp. 1575-1582. DOI: 10.1016/j.proenv.2011.09.250
11. Yan D., Schneider U.A., Schmid E., Huang H.Q., Pan L., Dilly O. Interaction between land use change, regional development, and climate change in the Poyang Lake district from 1985 to 2035. *Agricultural systems*, 2013, no. 119, pp. 10-21. DOI: 10.1016/j.agry.2013.04.001
12. Ye X., Zhang Q., Liu J., Li X., Xu C.-Y. Distinguishing the relative impacts of climate change and human activities on variation of streamflow in the Poyang Lake catchment, China. *Journal of Hydrology*, 2013, no. 494, pp. 83-95. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2013.04.036
13. Marinov N.A. *Gidrogeologiya Azii* [Hydrogeology of Asia]. Moscow: Nedra Publ., 1974. 575 p.
14. Shvartsev S.L. Geochemistry of Fresh Groundwater in the Main Landscape Zones of the Earth. *Geochemistry International*, 2008, vol. 46, no. 3, pp. 1285-1398. DOI: 10.1134/S0016702908130016
15. Perel'man A.I., Kasimov N.S. *Geokhimiya landshafta* [Geochemistry of landscape]. Moscow: Astreya-2000 Publ., 1999. 610 p.
16. Drever J.I. *The Geochemistry of Natural Waters*. N.J.: Prentice-Hall, Englewood Cliffs, 1982. 388 p.

Received: 25 September 2014